МІНІСТЕРСВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ЛЬВІВСЬЕА ОБЛАСНА ДЕРЖАВНА АДМІНІСТРАЦІЯ

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”,

ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ІВАНА ФРАНКА

ПРЕДСТАВНИЦТВО «ПОЛЬСЬКА АКАДЕМІЯ НАУК» В КИЄВІ

ІНСТИТУТ ГЕОЛОГІЇ І ГЕОХІМІЇ ГОРЮЧИХ КОПАЛИН НАН УКРАЇНИ

КОРПОРАЦІЯ «ЕНЕРГОРЕСУРС-ІНВЕСТ»

УКРАЇНСЬКИЙ СОЮЗ ПРОМИСЛОВЦІВ І ПІДПРИЄМЦІВ, КОМІСІЯ З ПРОБЛЕМ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

АСОЦІАЦІЯ ВИРОБНИКІВ МІНЕРАЛЬНИХ ТА ПИТНИХ ВОД УКРАЇНИ

ДЕВ’ЯТНАДЦЯТА
Міжнародна науково-практична конференція
8–9 жовтня 2020 р., м. Львів

РЕСУРСИ ПРИРОДНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ

/Проблеми охорони та раціонального використання /

Збірник наукових статей

м. Львів, 2020

Ресурси природних вод Карпатського регіону / Проблеми охорони та раціонального використання. Матеріали Дев'ятнадцятої міжнародної науково-практичної конференції (м.Львів, 8–9 жовтня, 2020 р.): збірник наукових статей – Львів: Національний університет «Львівська політехніка» , 2020. – 230 с.

Редакційна колегія: З. Знак (відп. редактор), М. Мальований (заступник відп. редактора), В. Чернюк (заступник відп. редактора), І. Андрусишина, О. Бамбура, О. Гвоздевич, Р. Гречаник, Л. Гринів, В. Жук, Р. Журавель, Т. Кваша, Є. Іванов, О. Карамушка, В. Кузьмінський, І. Кульчицький-Жигайло, О. Нікіпелова, Б. Матолич, А. Мельник, А. Михнович, О. Муха, І. Ніронович, В. Унрод М. Павлюк, С. Федулова, О Паладченко, А. Погребний, В. Погребенник, Т.Писаренко Г. Рудько О. Рябенко, Г. Столяренко, Т. Стрікаленко, В. Срібний, А. Томільцева, Ю. Хованєц, І. Чуб, В. О. Шевченко, Н. Шешко, В.Шушняк.

У збірнику вміщені матеріали Дев'ятнадцятої міжнародної науково-практичної конференції з проблем раціонального використання й охорони природних вод Карпатського регіону.

Рекомендовано для наукових і технічних працівників, аспірантів, студентів та широкого кола читачів, що цікавляться проблемою використання й охорони природних вод, а також стану довкілля.

Друк матеріалів виконано згідно з оригіналами текстів, поданих та відредагованих авторами.

Організаційний комітет не несе відповідальності за зміст статей.

ISBN 978-617-7809-50-9

MINISTRY OF SCIENCE AND EDUCATION IN UKRAINE

LVIV REGIONAL STATE ADMINISTRATION

LVIV POLYTECHNIC NATIONAL UNIVERSITY

IVAN FRANKO NATIONAL UNIVERSITY OF LVIV

REPRESENTATIVE OFFICE „POLISH ACADEMY OF SCIENCES” IN KIEV

**INSTITUTE OF GEOLOGY AND GEOCHEMISTRY
OF COMBUSTIBLE MINERALS OF NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES
OF UKRAINE**

CORPORATION "ENERGORESURS-INVEST”

**UKRAINIAN LEAGUE OF INDUSTRIALISTS AND ENTREPRENEURS
ENVIRONMENTAL PROTECTION COMMISSION**

ASSOCIATION OF MINERAL AND DRINKING PRODUCERS OF UKRAINE

**19-TH INTERNATIONAL SCIENTIFIC CONFERENCE
/8–9 of October 2020/**

RESOURCES OF NATURAL WATERS OF THE CARPATHIAN REGION
/Problems of protection and rational use/

Scientific papers

Lviv, 2020

Організаційний комітет вітає учасників Дев'ятнадцятої Міжнародної науково-практичної конференції "Ресурси природних вод Карпатського регіону " і пропонує до уваги черговий збірник доповідей. У збірнику представлені матеріали наукових статей провідних фахівців у сфері досліджень, очищення, використання і охорони водних ресурсів з університетів, науково-дослідних інститутів, приватних компаній та громадських організацій. Наукові праці стосуються екологічного стану водних ресурсів, дослідження поверхневих та підземних вод, проблем водопостачання та очищення вод, бальнеологічних досліджень та використання мінеральних вод, а також природоохоронних аспектів. Сьогоднішня зустріч об'єднала понад сто авторів і доповідачів. В цьогорічній конференції крім українських науковців і фахівців беруть участь представники Сполучених Штатів Америки, Польщі, Молдови, Індії, Білорусі. Оргкомітет з приємністю відзначає участь в конференції молодих дослідників, зокрема, аспірантів і студентів. Адже, без їхнього нового погляду на старі проблеми, оригінальності вирішення складних питань, ентузіазму та енергії неможливий поступ у такій надзвичайно важливій сфері як збереження якісної води.

Тематика конференції постійно розширюється, залучаються нові підходи, методи і технології аналізу стану водних ресурсів, очищення вод, водопостачання. Ми переконані, що Дев'ятнадцята конференція стане черговим вагомим кроком до раціонального використання, відтворення та збереження такого важливого життєвого ресурсу як чиста природна вода в Карпатському регіоні та далеко за його межами.

Бажаємо учасникам конференції плідної роботи, налагодження контактів, обміну досвідом, формулювання свіжих ідей для вирішення актуальних проблем збереження і раціонального використання природних вод.

З повагою

Організаційний комітет

The organizing committee welcomes the participants of the 19th international scientific-practical conference —The resources of natural waters of Carpathian region and proposes to attention the following volume of papers. The book introduces the materials of scientific articles of the leading professionals in the area of' research, clarification, usage and protection of water resources from universities, scientific-research institutes, private companies and public organizations. The scientific papers apply to ecological state of water resources, research of surface and underground waters, problem of water supplying and water clarification, balneal researches and the usage of mineral waters, as well as nature protecting aspects.

Today's meeting has united more than 100 authors and narrators. Besides Ukrainian scientists and professionals, the representatives of the United States of America, Poland, Moldova, India and Belarus are taking part in the conference this year. The Organizing Committee notes with great pleasure the participation of young researchers, in particular post graduates and students. In fact, without their new view on old problems, originality of resolving the complicated problems, enthusiasm and energy, the progress in this extremely important sphere as protection of quality water is impossible.

The theme of the conference is constantly expanding, new methods and approaches are being involved and new technologies of water resources analysis, water purification and water supplying are being developed. We are reassured that the 19th conference will become the next significant step to rational usage, reproduction and protection of such important life resource as clear natural water in Carpathian region and further beyond its territory.

We wish the conference participants the fruitful work, good networking and communication, experience exchange, and the formulation of new ideas for solving top problems of protection and rational using of natural waters.

Sincerely Yours,

Organizing Committee

Розділ 1
ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПРИРОДНИХ ВОД

Chapter 1
ASSESSMENT OF THE NATURAL WATERS ECOLOGICAL STATE

НОВА СПЕЦІАЛЬНА ГІДРОГЕОЛОГІЧНА КАРТА ЛЬВОВА

Ю.М. Андрейчук, П.К. Волошин, Г.С. Савка, Ю.Я. Шандра, В.М. Шушняк
Львівський національний університет ім.Івана Франка

NEW SPECIAL HYDROGEOLOGICAL MAP OF LVIV

Y.M. Andreichuk, P. K. Voloshyn, H. S. Savka, Y.M. Shandra, V. M. Shushniak
Ivan Franko National University of L'viv

Provides the information about goals and context of the new hydrogeological map of Lviv which has been elaborated for the needs and strategic development of the city. Spatial analysis of hydrogeological structure main parts has been performed. The task of improving the hydrogeological study of the territory has been outlined.

Наведена інформація про цілі та зміст нової гідрогеологічної карти м. Львова, укладеної авторами для потреб планування і стратегічного розвитку міста. Проведено просторовий аналіз основних складових гідрогеологічної будови. Накреслено завдання щодо покращення гідрогеологічної вивченості території.

Гідрогеологічна карта м. Львова була створена авторами цієї статті у 2017 р. на замовлення Львівської міської ради. Згідно з технічним завданням на карті слід було відобразити умови формування, поширення, динаміку, склад і властивості підземних вод для потреб планування та стратегічного розвитку міста.

Картографування здійснено відповідно до масштабу 1 : 25 000, авторський (видавничий) оригінал приведено до масштабу 1 : 30 000. Вихідними матеріалами слугували результати комплексного геолого-гідрогеологічного знімання масштабу 1 : 50 000, проведеного Львівською геолого-розвідувальною експедицією [3], карти інженерно-геологічного атласу м. Львова масштабу 1 : 10 000 [4], результати спеціальних геоекологічних досліджень центральної частини м. Львова [1], результати інвентаризації водних об'єктів м. Львова [6], топографічні карти масштабу 1 : 10 000. Для актуалізації картографічної основи опрацьовано космознімки Sentinel – 1, 2, 3, 5 та високороздільні знімки картографічних сервісів ESRI, Bing, Google.

На карті відображено такі тематичні шари: вік та ґенеза відкладів перших від поверхні водоносних горизонтів, вік та літологічний склад дочетвертинних відкладів, глибина залягання першого від поверхні водоносного горизонту, ступінь природної захищеності підземних природних вод. А також показано джерела, свердловини у четвертинному і дочетвертинному водоносних горизонтах. Ізоп'єзогіпсиверхньокрейдового водоносного горизонту проведено через 5 м, горизонталі – через 20 м. Додатково показано лінію Головного європейського вододілу та межі санітарних зон існуючих у місті водозаборів. У компоновці карти присутній гідрогеологічний розріз (профіль), який перетинає усі характерні для Львова гідрокомплекси.

Вік та ґенеза відкладів перших від поверхні водоносних горизонтів зображено кольоровим фоном. В адміністративних межах Львова виділено такі вікові відміни:abH – алювіально-болотні голоценові (сучасні); aP_{III}– алювіальніверхньоплейстоценові;VdP_{II-III} – еолово-делювіальні верхньо-середньоплейстоценові; vdP_{II}– еолово-делювіальні середньоплейстоценові; gP_{I}– льодовикові нижньоплейстоценові; dpP_{I-III} –делювіально-пролювіальні нижньо-верхньоплейстоценові нерозчленовані; N_1b_2 – неогенові верхньобаденські; N_1b_1 – неогенові нижньобаденські; K_2m_2 – верхньокрейдовімаастрихту.

Отже, формування підземних вод на території міста, їхнє поширення, властивості та динаміка визначається геологічною будовою, рельєфом, кліматичними умовами і техногенними чинниками. Провідну роль серед них відіграє геологічна будова й рельєф. Враховуючи вік та літологічний склад порід, поширених на території міста, виділено три водоносні комплекси: четвертинний, неогеновий та верхньокрейдовий.

Таблиця 1

Територіальний розподіл генетично вікових відмін першого від поверхні водоносного горизонту за адміністративними районами у відсотках

Район	Генетично-вікові відміни першого від поверхні водоносного горизонту							
	$a\text{-}P_{III}$	abH	$dpP_{I\text{-}III}$	K^2m^2	gP_1	$N_1b_{1\text{-}2}$	VdP_{II}	$VdP_{II\text{-}III}$
Галицький	1,45	28,18	7,54	13,91	0,00	26,09	5,72	17,12
Залізничний	0,00	19,35	0,00	0,69	1,16	5,78	33,39	39,61
Личаківський	1,24	23,04	10,00	4,09	0,00	44,46	0,00	17,17
м. Винники	0,00	31,13	0,00	0,00	0,00	6,50	0,00	62,36
с. Рудне	0,00	40,90	0,00	0,00	0,00	0,00	59,10	0,00
Сихівський	0,00	5,13	0,00	0,00	0,00	4,07	0,00	90,80
смт Брюховичі	0,00	16,96	0,00	0,00	0,00	0,00	65,61	17,43
Франківський	0,00	7,15	0,00	0,00	0,00	1,48	5,81	85,56
Шевченківський	4,73	18,64	1,12	0,73	0,00	16,82	14,27	43,68

Таблиця 2

Територіальний розподіл глибини залягання першого від поверхні водоносного горизонту за адміністративними районами у відсотках

Район	Глибина залягання водоносного горизонту (м)				
	до 1	1 - 3	3 - 6	6 - 10	понад 10
Галицький	0,00	4,56	63,11	0,00	32,34
Залізничний	14,62	68,47	10,42	0,00	6,50
Личаківський	3,65	21,52	27,86	0,00	46,97
м. Винники	0,00	55,02	40,82	0,00	4,16
с. Рудне	41,24	58,73	0,00	0,00	0,00
Сихівський	12,43	26,98	60,59	0,00	0,00
смт Брюховичі	17,10	0,00	16,72	0,00	66,18
Франківський	0,10	46,53	53,37	0,00	0,00
Шевченківський	4,66	29,83	23,11	0,00	42,41

Таблиця 3

Територіальний розподіл захищеності першого від поверхні водоносного горизонту за адміністративними районами у відсотках

Райони	Ступінь захищеності		
	незахищені	слабозахищені	помірнозахищені
Галицький	50,79	31,54	17,67
Залізничний	96,97	0,69	2,35
Личаківський	46,85	16,62	36,53
м. Винники	83,35	15,20	1,45
с. Рудне	100,00	0,00	0,00
Сихівський	87,78	12,21	0,01
смт Брюховичі	99,19	0,81	0,00
Франківський	93,53	6,47	0,00
Шевченківський	67,61	16,70	15,69

Найбільше поширення в місті має верхньокрейдовий водоносний горизонт. Він простежується на всій території Львова. За характером напору цей горизонтналежить до категорії напірних (артезіанських). Водовмісними є тріщинуваті мергелі верхньої крейди. П’єзометричні рівні вод цього горизонту

встановлюються на абсолютних позначках 300–330 м поблизу Головного європейського вододілу, знижуючись до 250–240 м у долині р. Полтва.

Другим за поширеністю є четвертинний водоносний комплекс, який за віком і літологічним складом водовмісних порід включає шість водоносних горизонтів: алювіальних та алювіально-болотних відкладів, відкладів першої надзаплавної тераси р. Полтва, верхньочетвертинних лесових відкладів, середньочетвертинних лесових та піщаних відкладів, ранньоплейстоценових льодовикових та нерозчленованих делювіально-пролювіальних відкладів. Вони відсутні лише у північній, північно-східній, східній та південно-східній частинах міста на сильно розчленованих ерозією елементах рельєфу (Кортумова і Святоюрська гори, гора Високий Замок, Лиса гора, Цитадель, гора Чатові Скелі, Ратинська височина, північна сильно розчленована частина Львівського плато).

Підземні води неогенового водоносного комплексу включають три водоносні горизонти: верхньобаденський (косівський), середньобаденський (тираський) і нижньобаденський (опільський). Вони поширені на території Львова нерівномірно. У північно-західній, західній, південній і південно-східній, слабко розчленованій частині міста води цього комплексу поширені повсюдно. Вони залягають під четвертинними відкладами і включають усі три водоносні горизонти.

За ступенем природної захищеності від забруднення на території Львова виділяється три категорії підземних вод: незахищені, недостатньо захищені, помірно захищені. Підземні води четвертинного водоносного комплексу на всій території міста відносяться переважно до незахищених. Неогеновий водоносний комплекс та крейдовий водоносний горизонт у залежності від потужності зони аерації характеризуються недостатньою та помірною захищеністю.

На представленій карті ідентифіковано 40 природних джерел за такими матеріалами: 1) комплексного геолого- гідрогеологічного знімання 1962– 1967 рр. – 8 джерел [3]; 2) досліджень Інституту геології і геохімії горючих копалин НАНУ у 1992– 2007 рр. [5] – 23 джерела; 3) результатів обстежень авторів – 9 джерел.У Галицькому районі розташовано 3 джерела, у Шевченківському – 10, Личаківському – 12, Франківському – 1, Сихівському – 5, у Винниках – 4, Брюховичах – 4 і Рудному – 1.

На гідрогеологічних картах загального користування не прийнято показувати водозабори питної води. Зокрема відомості про фактичні обсяги запасів, місця розташування поверхневих або підземних резервних джерел водозабезпечення є державною таємницею. Тому на пропонованій карті показано тільки межі санітарної зони Клепарівського водозабору – єдиного на території Львова водозабору, який використовується для централізованого водопостачання. Окрім зазначеного, на території Львова є кілька десятків старих відомчих водозаборів, оцінка стану яких потребує окремих досліджень. Так у 1986 р. на 60 підприємствах виявлено власні джерела водопостачання. На тойчас працювало 123 свердловини з подачею на потреби підприємств 26188,4 м^3.

Відтак, у процесі картографічних робіт виявлено низку завдань, на які слід звернути увагу в подальших гідрогеологічних дослідженнях території Львова, зокрема: 1) створити зведений каталог гідрогеологічних свердловин; 2) провести паспортизацію джерел підземних вод; 3) виконати спеціалізовані дослідження стосовно антропогенної трансформації перших від поверхні водоносних горизонтів, особливо ступеня зміненості їх гідродинамічних показників та фрагментації внаслідок впливу підземних комунікацій і споруд; 4) провести спеціалізовані гідрогеологічні дослідження для встановлення гідравлічних зв’язків між крейдовими, неогеновими і четвертинними водоносними горизонтами, які суттєво впливають на динаміку і режим підземних вод; 5) скоригувати схеми моніторингу за режимом та екологічним станом підземних вод у зв’язку з новою містобудівною ситуацією та зміною гідрокліматичних умов.

Автори висловлюють подяку головному гідрогеологу ПрАТ «Геотехнічний інститут» Руслану Дідулі за цінні поради під час виконання робіт.

Література:

1. Волошин П. К. Екологічний стан вод підземної гідросфери історичної забудови Львова / П. К. Волошин, М. В. Наконечний, А. В. Ільченко // Геоінформатика. – 2003. – № 2. – С. 93–98.

2. Волошин П. Оцінка природної захищеності та уразливості підземних вод території Львова від антропогенного забруднення / П. Волошин // Вісн. Львів. ун-ту. Серія геогр, 2012. – Вип. 40. Ч.1. – С. 149 – 155.
3. Герасимов Л. С. Отчет о результатах комплексной геолого-гидрогеологическойсъемкимасштаба 1:50000 листов М-34-72-Г (Нестеров), М-34-83-Б (Яворов), М-34-84-А (Ивана Франко), М-34-84-Б (Брюховичи), М-34-84-В (Городок), М-34-84-Г (Пустомыты), М-34-73-А (Львов), М-35-73-В (Винники), проведеннойКуликовской геолого-съемочнойпартией в 1962– 1967 гг. / Л. С.Герасимов, Л. П.Покотилова, И. И.Герасимова и др.// «Фонди Львівської геолого-розвідувальної експедиції». – Інв. № 400. – Киев, 1967.
4. Грузман Г. Г. Крупномасштабный (1:10 000) инженерно-геологический атлас г. Львова. – Львов,1990. – 280 с. – Архив ГТИ.
5. Колодій В. До гідрології і геохімії Львова й околиць / В. Колодій, Р. Паньків, О. Манкут // Праці наук. т-ва імені Шевченка : Геологічний збірник. – 2007. – Т. XIX. – С. 175– 181.
6. Шушняк В. М. Результатиінвентаризаціїводнихоб'єктів м. Львова / В. М.Шушняк, Г. С.Савка, Ю. В.Вергелес// Вісн.Львів.ун-ту. Сер.геогр.–Львів, 2014. –Вип. 48. – С. 322–327.

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ПРИКЛАДІ ВМІСТУ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ ГАЛИЦЬКОГО РАЙОНУ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

І.М. Андрусишина, І.О. Голуб, О.Г. Лампека
ДУ «Інститут медицини праці імені Ю.І.Кундієва НАМН»,
м. Київ, Україна

ECOLOGICAL MONITORING OF THE AQUATIC ENVIRONMENT ON THE EXAMPLE OF THE CONTENT OF CHEMICAL ELEMENTS AND HEAVY METALS IN THE NATURAL WATERS OF THE HALYTSKYI DISTRICT IVANO-FRANKIVSK REGION

I.N. Andrusyshyna, I.O. Golub, O.G. Lampeka
SI "Kundiiev Institute of Occupational Health of HAMS of Ukraine"

Hygienic approaches to the assessment of pollution by chemical elements and heavy metals in different types of natural waters of the Halych district of Ivano-Frankivsk region in 2019 were used. In order to determine the content of 27 chemical elements in these samples, the method of inductively coupled plasma optico- emission spectrometry (OEC-ICP) was used. Analysis of the content of chemical elements in natural waters of various sources (lakes and rivers, wells, springs) showed the pollution of their heavy metals contamination. It was determined that the water of the surveyed surface water contains a number of chemicals, among which the excess content was detected for Al, Cd, Fe, Mn, Se, V, As and Zn in concentrations of 1.10-10.0 MPC for individual samples of water. The accumulation of metals (As, Zn, Cd, V, Fe and Mn) in water of the Halych district district indicates the anthropogenic and man-made load of the aquatic environment of the region, which requires large-scale environmental monitoring and application of environmentals measures.

Використані гігієнічні підходи до оцінки забруднення хімічними елементами та важкими металами у різних типах природних вод Галицького району Івано-Франківської області у 2019 р. Для визначення вмісту 27 хімічних елементів у цих пробах був застосований метод оптико-емісійної спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ОЕС-ІЗП). Аналіз вмісту хімічних елементів у **природних водах** різних джерел (озера та річки, криниці, джерела) показав

забруднення їх ВМ. Визначено, що вода обстежених поверхневих водойм містить низку хімічних речовин, серед яких перевищення вмісту виявлено для Al, Cd, Fe, Mn, Se, V, As та Zn в концентраціях 1,10-10,0 ГДК для окремих проб води. Накопичення металів (As, Zn, Cd, V, Fe та Mn) у водах Галицького району свідчить про антропогенно-техногенне навантаження водного середовища регіону, що потребує масштабного екологічного моніторингу та застосування природоохоронних заходів.

Сучасну екологічну ситуацію як в цілому по Україні [1-4], так і у Івано-Франківській області зокрема [5], не можна вважати задовільною. Незважаючи на зменшення за останні роки антропогенно-техногенного навантаження на природне середовище та здійснення ряду природоохоронних заходів рівень екологічної небезпеки залишається високим. Це залежить, передусім, від обсягів впливу на навколишнє середовище підприємств промислової і комунальної сфер, сільського господарства, транспортних засобів, а також рівня дотримання природоохоронного законодавства [5-6].

Основні проблеми регіону у сфері поводження з відходами пов'язані із необхідністю рекультивації накопичувачів відходів: хвостосховища № 1 і № 2 ДП „Калійний завод" ВАТ "Оріана"; золовідвалів Бурштинської ТЕС; полігону токсичних відходів ТОВ "Оріана-Галев"; закритого полігону твердих побутових відходів для м. Івано-Франківська (с. Підпечери).

Оцінка головних забруднюючих речовин, наприклад у атмосферному повітрі багатьох населених пунктів області, традиційно проводиться за наступними показниками: пил, діоксид сірки, сульфати, оксид вуглецю, фенол, аміак, формальдегід. Ще менша кількість показників використовується під час контролю якості природних вод та вод, які вживають як питні (наприклад, вода криниць). Причинами такого підходу є мала кількість показників, які нормуються для таких вод та відсутність відповідного сучасного обладнання для проведення широкомасштабних моніторингових досліджень.

В результаті моніторингу, проведеного у 2017 та 2018 р., було відмічено, що якість вод у басейні річки Дністер за вмістом Mn та Cr у 2017 р була вища у 2-27 ГДК. У 2018 році у поверхневих водних об'єктах виявлено зростання вмісту Fe у 1,78 разів від ГДК, Cr - у 3,15 разів та Zn - у 1,87 разів [5].

Мета дослідження. Важливим моментом даних досліджень було дати порівняльну оцінку забруднення різних природних вод (річки, озера, криниці, свердловини) Галицького району Івано-Франківської області.

Матеріали та методи. Дослідження по визначенню вмісту хімічних елементів (ХЕ) проводились у 35 пробах природної води (річки, озера, криниці, свердловини, джерела) м.Галич (літо 2019 р.р.). Для визначення вмісту 27 ХЕ у пробах був застосований спектральний багатоелементний метод аналізу (ОЕС-ІЗП на приладі OPTIMA 2100 DV) [7]. Отримані результати досліджень опрацьовані статистично з використанням пакету програм Microsoft Excel.

Результати дослідження та їх обговорення. Визначено, що вода обстежених поверхневих водойм містить низку хімічних речовин, серед яких перевищення вмісту виявлено для Al, Cd, Fe, Mn, Se, V, As та Zn в концентраціях 1,10-10,0 ГДК для окремих проб води. За зростанням ступеню хімічного забруднення окремих вододжерел на території Галицького району останні ранжуються за наступним порядком зростання: а) р. Лімниця та р. Дністер ; б) р. Млинівка та р.Гнила Липа; в) водойми поряд із с. Демешківці, с. Поплавники та с. Бовшів.

Встановлено, що більшість показників природної води, що використовується в якості питної (вода криниць, свердловин та джерел) не перевищувала нормативів, за якими проводили порівняння. Однак, за окремими показниками питна вода криниць забруднена такими хімічними елементами: Mn, Zn, Se, Fe, Cd, Si, серед яких найнебезпечними є селен та кадмій (1 клас небезпеки). Найбільше забрудненні води с. Демешківці, с. Придністров'я, с. Більшівці та с. Бовшів Окремі випадки перевищення загальної жорсткості води та рівня цинку у воді криниць (с. Дем'янів). Під час оцінки води зі свердловин та джерел не було виявлено односпрямованої залежності вмісту хімічних речовин, а рівень їх забруднення можна охарактеризувати як допустимий.

Останнім часом, Європейський центр ВООЗ по навколишньому середовищу і охороні здоров'я (ЕСЕН) в якості підходу до оцінки експозиції організму людини пропонує проведення моніторингу за станом довкілля для наукового обґрунтування заходів, спрямованих на захист громадського здоров'я. Особливої уваги останніми роками приділяють вивченню впливу свинцю, кадмію, ртуті та миш'яку [8-9].

Таким чином, вплив антропогенного фактору на рівень забруднення природних вододжерел Галицького району Івано-Франківської області обумовлений наявністю в цій місцевості потужного підприємства теплоенергетики, активної хімізації сільського господарства та інтенсивного руху автотранспорту (зростання рівнів As, Zn, Cd, V по відношенню до контрольних точок спостереження) та геохімічними особливостями ґрунтів даної місцевості (перевищення рівнів Fe та Mn).

Література

1. *Сердюк А.М. Екологія довкілля та безпека життєдіяльності населення у промислових регіонах України [А.М. Сердюк, В.П.Стусь, В.І.Ляшенко]. Дніпропетровськ: Пороги, 2011. – 486 с*
2. *Прибилова В.М. Оцінка впливу техногенного навантаження на геологічне середовище та особливості накопичення забруднювачив в зоні розміщення Зміївської ТЕС (Харківська область). Вісник харківського національного університету ім. В.Н.Каразіна: Геологія- географія-екологія. 2013. №1084. С. 237-243.*
3. *ОГЛЯД про стан забруднення навколишнього природного середовища на території України за даними спостережень гідрометеорологічних організацій у 2015 році. За даними мережі спостережень Національної гідрометслужби України. 2016. 49 с.*
4. *ОГЛЯД стану забруднення навколишнього природного середовища на території України за даними спостережень гідрометеорологічних організацій у 2017 році. За даними мережі спостережень Національної гідрометслужби України. 2018. 50 с.*
5. *Регіональна доповідь. Про стан навколишнього природного середовища в Івано-Франківській області в 2016 році. Управління екології та природних ресурсів. 2016. 188 с [Електронний ресурс] https://menr.gov.ua/files/docs/Reg.report/Регіональна_доповідь_2016_Івано-Франківська.pdf*
6. *Екологічний паспорт Івано-Франківської області за 2018 рік розроблено відповідно до наказу Міністерства екології та природних ресурсів України від 31 березня 2017 року № 150 [Електронний ресурс] https://www.twirpx.com/file/2938657/*
7. *ДСТУ ISO 11885:2005 Якість води. Визначення 33 елементів методом атомно-емісійної спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою.*
8. *EMEP Heave metal: transboandary pollution of the environment EMEP Status Report Working group on Effects2.2004 Ел.ресурс [http:www.emep.int]*
9. *Rosborg I. Drinking water minerals and mineral balance [I.Rosborg, F.Koszisek, O.Selinus, [et al.]. SIP, Switzerland, 2015. 105 p.*

АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ СФЕРИ ВОДОПОСТАЧАННЯ У ЛЬВІВСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Н.Л. Бернацька, І.В. Типіло

Національний університет «Львівська політехніка»

м. Львів, Україна

ANALYSIS OF THE CURRENT STATE OF THE WATER SUPPLY IN THE LVIV REGION

N.L. Bernatska, I.V. Typilo
Lviv Polytechnic National University
Lviv, Ukraine

The current state of water supply in Lviv region is analyzed. The main causes of surface water pollution in the region are the lack of water protection zones and coastal protection zones of water bodies, the ingress of untreated and insufficiently treated wastewater into water bodies.To improve the situation, it is necessary to modernize the infrastructure, improve the technical condition of water management enterprises, introduce environmentally friendly technologies and water supply quality monitoring systems.

Пріоритетним напрямом державної стратегії розвитку водного господарства є збереження водних ресурсів, поліпшення якості питної води та послуг централізованого водопостачання. Тому розвиток сфери водопостачання повинен бути орієнтований на сучасні соціально-економічні вимоги і відповідати найвищим екологічним стандартам [1]. Останнє потребує запровадження низки заходів, спрямованих на технологічне удосконалення процесів водокористування; розвиток територіально-галузевої інфраструктури; забезпечення високої якості питної води; розвиток регіональних водоресурсних структур та дієву співпрацю на міжнародному рівні у сфері ефективного використання та збереження водних ресурсів. Вимоги екологічної якості та безпеки повинні забезпечити збереження водоресурсних джерел та успішне функціонування сфери водопостачання, підвищенню безпеки при використанні токсичних речовин та зменшенню рівня їх використання, вирішенню проблеми промислових та побутових відходів [1].

Гідрогеологічні умови будь-якої території і, відповідно, наявність та кількість води у надрах визначається багатьма чинниками, до яких перш за все відносяться: геолого-тектонічна будова, рельєф, кількість атмосферних опадів тощо. У цьому відношенні місто Львів є унікальним. Тут відсутні великі ріки, оскільки його територією проходить Головний європейський вододіл. Кількість опадів у середньому становить 650–750 мм/рік. Характерною особливістю рельєфу міста є його інтенсивне вертикальне розчленування. Відносні висоти в межах міста досягають 100–150 м і більше [2]. Водопостачання міста здійснюється виключно з підземних джерел, розміщених на території Львівської обл., а саме 17 групових водозаборів і 180 свердловин, глибина окремих – 250 м, найближча з них знаходиться на відстані 13 км від Львова у с. Малечковичі, до найвіддаленішої свердловини поблизу м. Стрий – майже 100 км. [3]. Цілодобове водопостачання отримують 82,5% мешканців м. Львова. 17,5% населення користуються свердловинами, криницями. Через велику протяжність водопроводів та їхній незадовільний стан, а також необхідність забезпечувати водою населені пункти зон депресійних лійок та попутних споживачів, до Львова не доходить 14,77% від видобутої води [2].

Аналіз сучасного екологічного стану басейнів річок свідчить про: надмірне антропогенне навантаження на водні об'єкти внаслідок екстенсивного способу ведення водного господарства, що призвело до їх виснаження та зменшення здатності до самовідтворення; інтенсивне забруднення водних об'єктів внаслідок надходження в них недостатньо очищених і неочищених стічних вод від населених пунктів, промислових підприємств, сільськогосподарських угідь тощо; недосконалість водоохоронних заходів [4].

До забруднення поверхневих вод на території області призводить відсутність водоохоронних зон та прибережних захисних смуг водних об’єктів. Проте головною причиною забруднення поверхневих вод Львівської області є скид неочищених та недостатньо очищених стічних вод у водні об’єкти [4]. Скид неочищених та недостатньо очищених побутових і виробничих стічних вод відбувається внаслідок фізичного та морального зношення водовідвідних очисних споруд і відсутності коштів на їх будівництво, ремонт та реконструкцію. Внаслідок тривалої експлуатації без достатнього поточного ремонту систем водопостачання та водовідведення більшість водопровідно-каналізаційних господарств області перебувають у незадовільному технічному стані, який щодня погіршується, частина з них в аварійному стані. Неочищені стічні води з очисних

споруд скидаються в басейни транскордонних річок (Дністер, Сян, Західний Буг). Забруднення транскордонних річок може призвести до негативних наслідків, зокрема в Польщі та Молдові[4].

Спостереження за станом поверхневих вод у м. Львові здійснює КП«Адміністративно – технічне управління» Львівської міської ради [5].Протягом ІІ кварталу 2020 року були відібрані проби з озер, ставків,потічків та річок. Всього досліджено 35 точок і відібрано 35 проб поверхневоїводи.Протягом ІІ кварталу 2020 р. у басейні р. Західний Буг виявленоперевищення нормативів ГДК на 3 із 4 досліджуваних створів [5]. Із 204 компонентовизначень у 35 випадкахвиявлені перевищення ГДК. Зокрема, у створі р. Західний Буг - м. Буськ (781 км вище міста)спостерігалося перевищення вмісту азоту амонійного та азоту нітритного $БСК_5$та біохроматичного окислення; у квітні – низький рівень розчиненого кисню.У створі р. Західний Буг – с. Старий Добротвір (723 км нижче села) –$БСК_5$,біохроматичного окислення та азоту нітритного;у створі р. Рата-с. Межиріччя (3,5 км нижче села) - азоту амонійного та$БСК_5$;у створі р. Київський потік - с. Нестаничі (11 км) - азоту амонійного таазоту нітритного [5].

Найбільшу кількість перевищень зафіксовано по таких забруднюючихречовинах: завислі речовини (на 29 точках спостережень), залізо загальне (на21), $БСК_5$ (на 19), азот амонійний та аміак (на 9), ХСК (на 3), фосфати (3),СПАР (на 1).За результатами хімічних аналізів, проведених протягом ІІ кварталу 2020року, виявлено перевищення гранично допустимих концентраційзабруднюючих речовин від 4 до 6 показників у 10 водоймах.Найбільш забрудненими водними об’єктами за результатами спостереженьу ІІ кварталі стали: потік «Кривчицький» (Личаківський район, вул.Старознесенська, 200), потік «Вулецький» по вул. Бойківська, потік«Лисиницький» (Личаківський район, вул. Тракт-Глинянський, 150), річка«Зубра» (місток 300м від КНС), річка «Марунька» (Личаківський район за ПрАТ″Ензим″,500м від дороги Львів-Винники).У воді більшості з цих водних об’єктів зафіксовані перевищення граничнодопустимих концентрацій заліза загального, азоту амонійного, фосфатів,завислих речовин, БСК5, ХСК, СПАР [5].

Натомість, найчистішими, без перевищень гранично допустимихконцентрацій забруднюючих речовин у 2 кварталі виявилися такі водойми: ставпо вул. В. Великого,4 Франківського району, став у парку «Піскові озера» повул. Гординських, 22,став по вул. Повітряна, 2 Залізничного району [5].

Загалом у водоймах Львова визначали наявність та вміст такихзабруднюючих речовин: заліза загального, азоту амонійного, нітратів, нітритів,фосфатів, хлоридів, сульфатів, завислих речовин, жирів, синтетичнихповерхнево-активних речовин (СПАР), БСК-5, ХСК, а також нафтопродуктів.

Експерти стверджують, що містяни можуть бути спокійними щодо якості води, яку отримують. Оскільки вона хлорована, ризику, що там розмножаться бактерії чи палички, бути не може. Крім того, воду, яку подають по міських водопровідних мережах контролюють у хіміко-бактеріологічній лабораторії ЛМКП «Львівводоканал» та міськійсанепідемстанції [2]. З 2012 р. на насосній станції «Сокільники» впроваджено нову технологію знезараження питної води з застосуванням гіпохлориту натрію. Відтак третина львів’ян, що споживає воду зі Стрийського водозабору (мешканці Франківського району, центральної частини міста та частково Сихівського району) отримують воду, оброблену реагентом зі звичайної солі NaCl, яка має свої переваги: безпечне зберігання і транспортування, простота дозування, тривалий ефект дезінфекції, відсутність виникнення загрози техногенної аварії та виключення негативного впливу на здоров’я мешканців, будинки яких розташовані в 5-кілометровій зоні від насосної станції та потрапляють в зону зараження в разі викиду хлору. Але використання інших, більш сучасних методів очистки води у нашому місті майже не можливе, і головною причиною є не брак коштів, а друга проблема міста, яка впливає на якість питної води – це стан водопровідної мережі. Труби в нас переважно не полімерні, як у всьому світі, а металеві, тому що дешевші, їх легше прокладати. Тому частинки іржі в питній воді трапляються все частіше [2].

Необхідно наголосити, що хронічне погіршення якості питного водопостачання призводить до виникнення різного роду економічних збитків.

Збитки, які характерні для процесів водопостачання, можна поділити на:

- збитки в результаті втрат питної води при її транспортуванні;
- збитки, обумовлені постачанням неякісної питної води та, як результат, погіршенням здоров'я населення;
- збитки, завдані навколишньому середовищу в результаті екстенсивного відбору води та її забруднення внаслідок промислових скидів [6].

На сьогодні Українським науково-дослідним інститутом водогосподарсько екологічних проблем розроблено декілька наукових підходів до оцінки збитків у водному господарстві. В основному це збитки від забруднення водних ресурсів, які враховують втрати у господарській діяльності, зокрема комунальному, сільському,рибному, лісовому господарствах, тоді як питома вага збитків від погіршення здоров'янаселення внаслідок забруднення водних ресурсів досягає не менше 35% від загальногозбитку. Крім того, для підвищення рівня екологічно-економічної безпеки водопостачаннянеобхідно:

- по першій категорії водопостачання – контролювати і обмежувати використання

води з підземних горизонтів; збільшити кількість контрольних об'єктів і показниківконтролю якості води; не допускати потрапляння речовин, що забруднюють воду, уводоносні горизонти і т.п.;

- по другій категорії водопостачання – економічно і законодавчо впливати наводокористувачів з метою недопущення забруднення водозбірних територій і джерелпитного водопостачання; фінансувати роботи з покращання проточності водних джерелі т.п.;
- по третій категорії водопостачання – виділяти кошти на очищення і благоустрій

сучасних джерел, забезпечувати хоча б декілька надійних джерел водопостачання укожному населеному пункті застосуванням сучасних методів очищення води [6].

У цьому зв'язку питання забезпечення ефективного функціонування систем водопостачання та водовідведення входять до числа найбільш актуальних проблем і перебувають у зоні постійної уваги науковців [6].

Отже, аналіз стану сфери водопостачання Львівської області дозволяє виявити проблеми сфери та дає змогу визначити пріоритетні напрямки розвитку державної політики, а саме: посилення інституційної складової, модернізація інфраструктури; поліпшення технічного стану підприємств водного господарства; впровадження новітніх і екологічно безпечних технологій, використання науково-технічних розробок; формування відповідної поведінки споживачів послуг; нормативне врегулювання сфери нецентралізованого водопостачання; впровадження системи моніторингу та якості питного водопостачання; приведення нормативно-правових актів до європейського законодавства тощо.

Література

1. *Bernatska N. Simulation of Artificial Neural Networks for Assessing the Ecological State of Surface Water / M. Karpinski, V. Pohrebennyk, N. Bernatska, J. Ganczarchyk, O. Shevchenko. 18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM 2018. 2 July – 8 July 2018, Albena, Bulgaria. P. 693-700.*
2. *Стаднічук О.М., Леськів Г.З., Кропивницька Л.М. Моніторинг поверхневих вод Львівської області // Науковий часопис Національного педагогічного університету імені М.П. Драгоманова. Серія 20. Біологія. – 2013. – випуск 5. – С. 162 – 166*
3. *Ушакова І.О., Попов К.І. Аналіз існуючих методик оцінки якості водних ресурсів. // Системи обробки інформації, 2013, випуск 6 (113)*
4. *МудрикО.В., ПаранякР.П, МацуськаО.В. Екологічні проблеми водних ресурсів Буського району. // Науковий вісник ЛНУВМБТ імені С.З. Гжицького, 2016, т 18, № 2 (67) – С. 138-142*
5. *Інформаційно-аналітичний огляд про стан довкілля у Львівській області за ІІ квартал 2020 року.*
6. *Бернацька Н. Нейромережеве моделювання моніторингу забруднення поверхневих вод / Володимир Погребенник, Наталія Бернацька // Науковий*

та педагогічний супровід сталого розвитку. Дискурс 2019. Колективна монографія. Суми 2019. с. 24-38

ЗМІНА КЛІМАТУ ТА ВОДНИЙ БАЛАНС РІЧКОВИХ БАСЕЙНІВ ПОЛІССЯ

Буднік С.В.
Центральна геофізична обсерваторія імені Бориса Срезневського, м.Київ

CLIMATE CHANGE AND WATER BALANCE OF POLISSYA RIVER BASIN

Budnik S.V.
Central Geophysical Observatory named Boris Sreznevsky, Kyiv

The paper deals with the change in time and the interaction of the components of the water balance (precipitation, runoff, evaporation, soil moisture reserves) along the river Sluch - Sarny. Studies have shown that the retention of moisture in the thick layers of soil contributes to the increase of water runoff in rivers and in the present conditions of Polissya, which will solve a number of problems with the provision of quality water resources in various industries

Динаміка складових водного балансу в часі та просторі визначається, перш за все, зміною кліматичних складових, таких як атмосферні опади та температура. Дослідження сучасних змін клімату показує зростання в часі кількості опадів та температури повітря [3 та інш]. Рівняння водного балансу для окремого річкового басейну, як правило, представляють наступним чином:

$$X = Y + П + E + T \pm \Delta W + U,$$

де X - опади на поверхню басейну; Y - поверхневий стік; П - підземний стік; E - непродуктивне випаровування (з поверхні ґрунту й води); T - транспірація рослинами, ΔW – зміна вологозапасів у ґрунтовій товщі, U – затримка вологи у пониженнях рельефу. Для вирішення конкретних задач науки та практики застововють й більш детальні й диференційовані уявлення про структуру водного балансу [2]. Серед складових водного балансу значний вплив на стік води у річках гумідної зони відіграє зволоження поверхні водозбору [4-6 та інш.].

Стан водних ресурсів в країні та Поліссі в тому числі викликає занепокоєння, як фахівців, так й громадськості, тому вельми актуально знайти найвразливіші складові водного балансу території, що в конкретному випадку визначають сработку водних запасів.

Проведені дослідження взаємозв’язків наявних виміряних складових водного балансу (стік, опади, випаровування, запаси продуктивної вологи у ґрунті) по річці Случ – м.Сарни за наявний період спостережень. Довжина рядів спостережень за складовими водного балансу у пункті спостережень різна. Запаси продуктивної вологи за даними агрометстанції Сарни осереднювалися по місяцях та роках за декади та за всіма сільгоспкультурами під якими проводилося визначення вологості ґрунту. Мінімальний стік води розглядається в якості характеристики базового стоку у річці, що визначається грунтовим живленням річки [1].

Аналіз ходу в часі атмосферних опадів, запасів продуктивної вологи та шару стоку показує, що пікі максимумів цих показників йдуть послідовно зі здвижкою один за одним (рис.1), спочатку максимуми опадів, потім запасів вологи й останні максимуми шару стоку, що не протирічить фізиці процесу. Хід випаровування в часі відповідає ходу опадів. Це ще пояснює меншу залежність стоку від опадів ніж від зволоження поверхні.

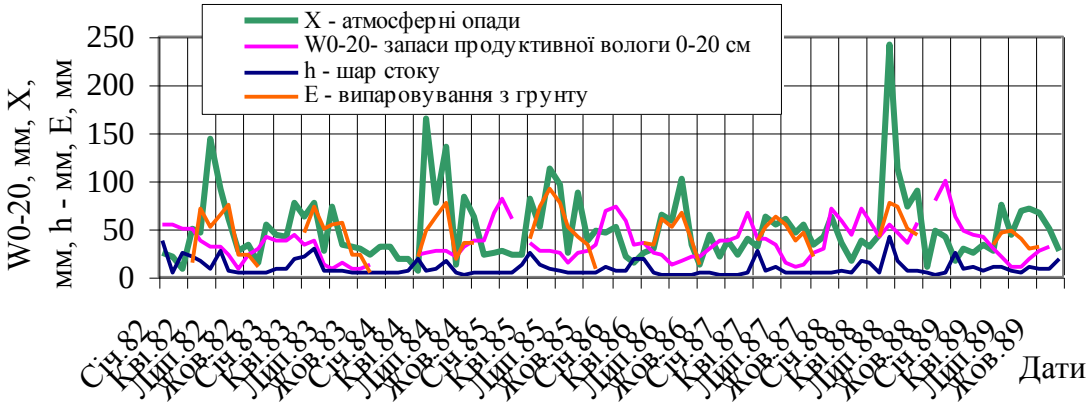


Рис. 1. Хід у часі кількості опадів за місяць, запасів продуктивної вологи в шарі 0-20 см грунту, випаровування з грунту по метеостанції Сарни та шару стоку по посту р.Случ - м.Сарни (1982-1989 рр.)

Зміни клімату на території, що досліджується проявляються у рості температури повітря та випаровування як з водної поверхні так і грунту. Кількість опадів по метеоствнії Сарни, не зважаючи на загальну тенденцію до збільшення, має сінусоідальну складову, яка погоджується з мінливістю стоку води (й середнього й мінімального) й запасів вологи в шарі грунту 0-100 см (рис.2,3).

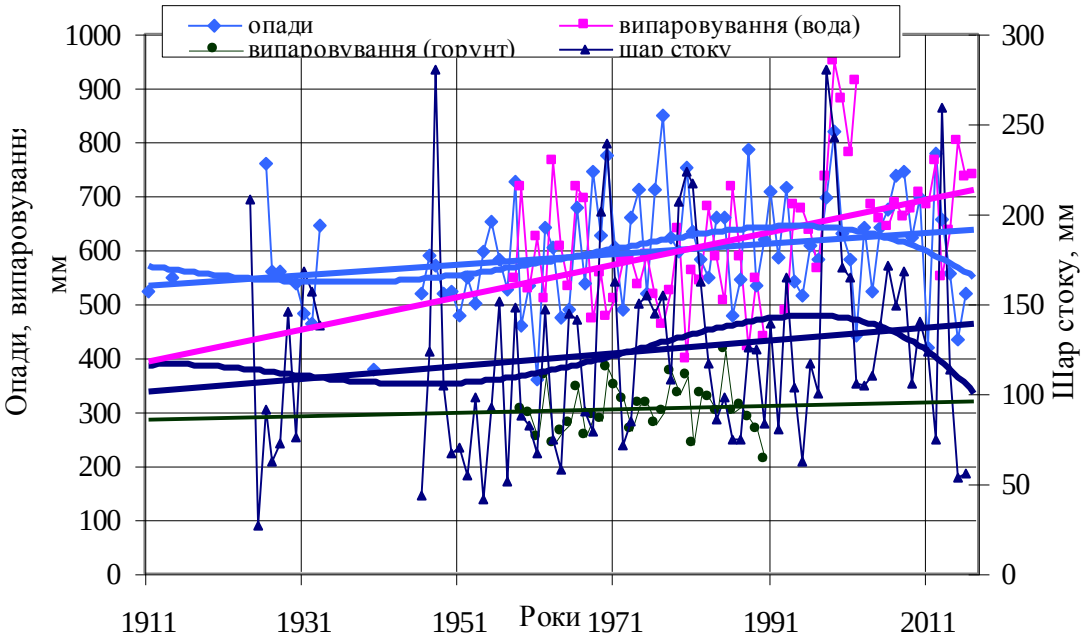


Рис.2. Динаміка в часі опадів, випаровування з водної поверхні та грунту по метеостанції Сарни та шару стоку води р.Случ - м.Сарни

В той час як у верхніх, менш потужних шарах грунту виявляється тенденція до зменшення запасів вологи у часі. Максимуми опадів та стоку спостерігалися у 1998 році, після чого спостерігається спад. Максимум запасів вологи у грунті відмічається у 1988 році, а максимум сгладжуючої тенденції у 1997-99 рр.

Запаси вологи у більш потужних шарах (0-50 та 0-100 см) показують більший діапазон мінливості у часі, ніж менш потужні шари (0-10 та 0-20 см).

Зі збільшенням випаровування з водної поверхні запаси вологи у шарах грунту, що досліджуються зменшуються. Більшу залежність від атмосферних опадів показують запаси вологи у шарі 0-20 см, ніж 0-10 чи 0-50 та 0-100, що

пояснюється більшому впливу температури повітря на верхній шар грунту 0-10 см, та більшій мінливістю запасів вологи у більш потужних шарах грунту, що можуть також підтягувати вологу з капілярної кайми грунтових вод. Зі збільшенням температури повітря запаси вологи в грунті зменшуються, зі збільшенням потужності шару, що розглядається ця залежність слабшає.

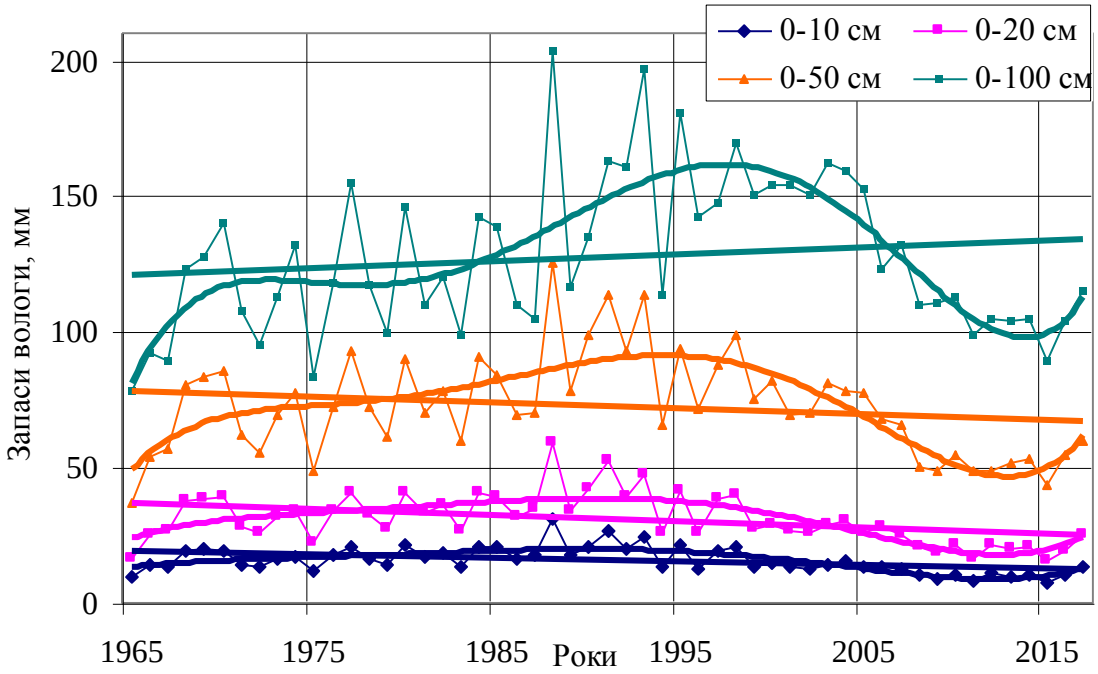


Рис.3. Динаміна в часі запасів вологи у грнті по шарах 0-10, 0-20, 0-50 та 0-100 см по метеостанції Сарни

Зі збільшенням запасів вологи у грунті шар стоку води у річці зростає, ця тенденція більш виразна для більш потужних шарів грунту (0-100). Однак залежність запасів вологи з мінімальним стоком води за рік більше, ніж з річним стоком води й також вона збільшується зі збільшенням потужності шару грунту, що розглядається.

Зі зростанням запасів вологи у грунті мінімальний стік води за рік збільшується. Мінімальний стік за рік також має тенденцію до зменшення з 1998 року, у той час як температура води (максимальна та середня) на гідрологічному посту м.Сарни зростає. Враховуючи вказане вище, що до зміни вологості грунту можна вважати, що зменшення річного стоку на гідрологічному посту р.Случ – м.Сарни відбувається за рахунок зменшення грунтового припливу.

Аналіз зміни в часі різниці між опадами та шаром стоку води показує тенденцію до зростання, в той час як різниця між позитивною складовою водного балансу (опади та запаси вологи у метровому шарі грунту) та витратною складовою (випаровуванням) показює тенденцію до зменшення в часі, а в останні роки навіть відємні значення (рис.4). Тоб-то випаровування перевищує наявний приток вологи. Збільшення кількості опадів, як в глобальному, так й в регіональному аспектах також визначається збільшенням випаровування. Чим вище кількість опадів, тим менше випаровування з водної поверхні й тим більше випаровування з грунту. У хмарну погоду, коли випадають атмосферні опади, приток соняшної радіації зменшується й випаровування з водної поверхні також менше, а випаровування з грунту визначається крім всього іншого, ще й віддачею тепла грунтовою товщею, тому в похмуру погоду тут випаровування триває.

Проведені дослідження показують, що збереження вологи у потужних шарах грунту сприяє зростанню стоку води у річках й у сучастих умовах Полісся це дозволить вирішити ряд проблем із забезпечення якісними водними ресурсами різних галузей господарювання. Збереження вологи у потужних шарах грунту може бути досягнуте відновленням болотяних масивів, будівництвом у верхів'ях

балок та улоговин невеликих запруд з сезонною затримкою стоку (на прикладі Юницького заказнику – досліди В.Докучаєва) з обов'язковим проведенням лісомеліоративних заходів для створення сприятливого мікроклімату (зменшення швидкості вітру, температури, випаровування). Підвищення випаровування також визначає й підвищення кількості опадів. Проблему зменшення води в Дніпрі також можна вирішити шляхом регулювання шлюзами скиду води до Чорного моря. Сучасна трансгресія рівнів Черного моря дозволяє регулювати приток води річок до нього без суттєвих наслідків.

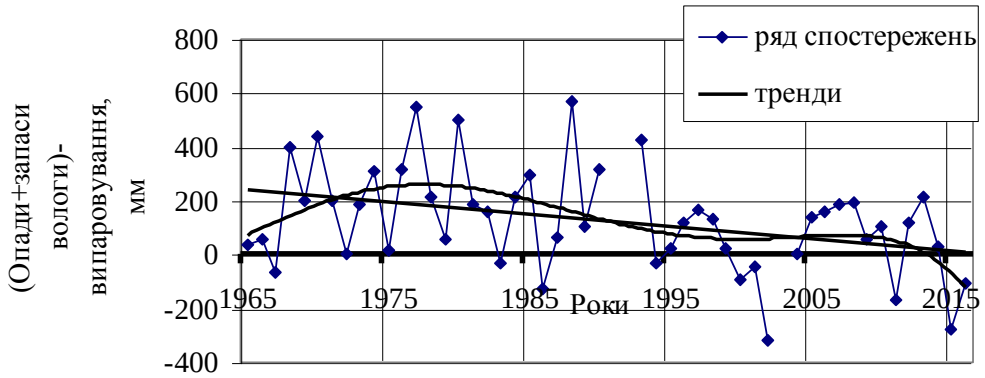


Рис.4. Зміна в часі різниці між прибутковою частиною водного балансу (опади + запаси вологи в шарі грунту 0-100 см) та випаровуванням з водної поверхні р.Случ - м.Сарни

Література

1. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Кричевец Г.Н., Сафронова Т.И., Киреева М.Б., Игонина М.И. Формирование современных ресурсов поверхностных и подземных вод Европейской части России. //Водные ресурсы, 2012, Т.39, №6, С.571-589.*
2. *Долгов С.В., Коронкевич Н.И. Высотно-пространственный и пространственно-временной анализ водного баланса Европейской части России. Водные ресурсы. 2010. Том 37. №2. С.134-149.*
3. *Budnik S.V. Spatio-Temporal Change of Atmospheric Precipitation on Territory of North-West of Ukraine. // Journal of Atmospheric Science Research. Vol 2, No 4 (2019). P.4. DOI: https://doi.org/10.30564/jasr.v2i4.1564*
4. *Arnold J.G et all Large area hydrologic modeling and assesment - part 1: model develoоment. Journal of the american water resources association. 1998. V.34. N1. P.73-89.*
5. *Hotchkiss R.H. et all Regulated river modeling for climate change impact assessment: the Missouri river. Journal of the american water resources association. 2000. V.36. N2. p.375-386.*
6. *Kaczmarek Z. Water balance model for climate impact analysis. Asta geophysica polonica. 1993. Vol.XLI. N4. C.423-437. Kaczmarek Z. Water balance model for climate impact analysis. Asta geophysica polonica. 1993. Vol.XLI. N4. C.423-437.*

СТАТИСТИЧЕСКИ-ВЕРОЯТНОСТНАЯ ОЦЕНКИ ВЛИЯНИЯ ТЕХНОГЕННО-НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ НАРЕЧНОЙ СТОК

А.А.Волчек, Ан. Волчек, Н.Н.Шешко, И.Н. Шпока

Брестский государственный технический университет, г. Брест, Беларусь

STATISTICAL-PROBABILITY EVALUATION IMPACT TECHNOLOGICALLY LOADED TERRITORIES ON RIVER FLOW

A.A. Volchak, An.A. Volchek, N.N. Sheshko, I.N. Shpoka

Brest State Technical University, Brest, Belarus

The article sets out a methodology for assessing the impact of various

technogenic-disturbed territories on river runoff, which allows one to isolate a number of typical drainage complexes within the catchment area and calculate hydrological characteristics for a given settlement.

The results of a comparative analysis of the formation of surface runoff under natural conditions and under the influence of anthropogenic factors within the catchment of the Mukhavets, Lesnaya, Gaynarivers are presented. The regularity of the decrease in runoff after carrying out construction work on the site is revealed.

Стремительный рост мирового населения влечет за собой расширение городских районов, строительство инженерных объектов, освоение новых территория для сельскохозяйственного использования, разработки новых месторождения полезных ископаемых и т.д., что, без должной научной проработки, представляет серьезную угрозу для естественных процессов, доступности и наличия ресурсов, а также качества окружающей среды.

В этих условиях знания о процессах трансформации режима стока в результате роста техногенно-нарушенных территорий(ТНТ)становиться все более приоритетной задачей в области гидрологических наук [1, 2].

Одним из ключевых факторов антропогенных преобразований стока является трансформация подстилающих поверхностей[3, 4]. Влияние морфометрических характеристик русла и параметров водосбора на подземный сток принято учитывать коэффициентом неполноты дренирования подземных вод. Данный коэффициент показывает насколько полно река вскрывает водоносный горизонт грунтовых вод. Коэффициент при полном дренировании приближается к единице. Как показали исследования, приближение площади к критической, происходит незначительное уменьшение подземного стока. Аналогичные подходы применимы при учете антропогенных трансформации подстилающих поверхностей.

Целью данной работы является разработка и апробация методики оценкивлияния ТНТ на речной сток рек Беларуси с помощью средневзвешенных коэффициентовповерхностного стока.

Методика исследования.Среднее значение коэффициента поверхностного стока с водосбора определяется по формуле

$$\alpha_{\text{ср}}, \tag{1}$$

где y – слой среднего поверхностного стока с водосбора, мм; P – средняя сумма осадков, выпавшая на водосбор, мм.

Имея экспертно назначенные коэффициенты стока можно вычислить действительное значение модуля поверхностного стока вводя коэффициент трансформации поверхностного стока. Величину коэффициента трансформации поверхностного стока для i-го ландшафта определяется по соотношению

$$\beta_i = \alpha_i / \alpha_{cp}, \tag{2}$$

где α_i – коэффициент стока i-го ландшафта.

Среднее значение коэффициента поверхностного стока с водосбора (части водосбора), включающего в себя НТН рассчитывается по формуле

$$\beta_{cp} = \left(\beta_1 \cdot A_1 + \beta_2 \cdot A_2 + ... + \beta_i \cdot A_i + \beta_n \cdot A_n\right) / A, \tag{3}$$

где $\beta_1\beta_2$, ... β_n– коэффициенты поверхностного стока с различных видов поверхностей территории; A_1, A_2, ... A_n– площади различных видов поверхностей (стокоформирующих комплексов) рассматриваемой территории, км^2, которые определяются по плану местности масштабом от 1:500 до 1:5000; A– общая площадь водосбора или всей ТНТ, км^2.

Тогда для небольших водотоков (площадь водосбора менее $A_{1\text{кр}}$) норма модуля стока, м^3/с·км^2, определяется с учетом трансформации подстилающих поверхностей [5]

$$\bar{q}_{\text{т}} = \beta_{\text{ср}} \cdot q_{\text{пов}} + K_{\text{др}} \cdot q_{\text{подз}}, \tag{4}$$

где $q_{\text{пов}}$ – норма модуля поверхностного стока; $\beta_{\text{ср}}$ – средневзвешенный коэффициент трансформации подстилающих поверхностей; $K_{\text{др}}$ – коэффициент, учитывающий неполное дренирование подземных вод; $q_{\text{подз}}$ – подземная составляющая зональных значений нормы модуля стока, определяемая по разности общего и поверхностного стока, м^3/(с·км^2).

В зависимости от площади водосбора влияние застроенных (преобразованных) ландшафтов может, как значимо влиять на поверхностный сток, так влияние может не превышать стандартную ошибку или точность оценок. Для количественной оценки степени преобразованности ландшафта введем понятие коэффициента трансформации подстилающих поверхностей, который будет представлять собой отношение площади нарушенных земель на водосборе к общей площади водосбора. К нарушенным будем относить все ландшафты кроме естественных (лесных, болотных, луговых и пахотных земель). При неким критическом отношении площади трансформации A_T к площади водосбора A будем наблюдать статистически значимые изменения величины речного стока, данное отношение обозначим как $\mu = A_T / A$. Площадь водосбора, при которой наблюдаются значимые отклонения в величине стока, назовем критической площадью поверхностного стока $A_{1\text{Кр}}$. При различных уровнях трансформации подстилающих поверхностей $A_{1\text{Кр}}$ будет меняться. Размер критической площади поверхностного стока определим исходя из допустимой ошибки среднемноголетнего стока. Функционально предполагаем, что $A_{1\text{Кр}}$ будет зависеть от следующих факторов: соотношение трансформированной площади водосбора к площади в естественном состоянии μ; средневзвешенного коэффициента трансформации поверхностного стока β_{cp}; изменчивости среднегодового стока (в качестве изменчивости принимаем среднеквадратическое отклонение) $\sigma_{\bar{Q}}$. Тогда получаем:

$$A_{\text{КП}} = f(\mu, \beta_{cp}, \sigma_{\bar{Q}}) \tag{5}$$

Рассмотрим модельный водосбор A, на котором присутствует суммарная трансформированная водосборная площадь $A_{\text{Т}}$, тогда изменения величины стока ΔQ для данной площади могут быть определены:

$$\Delta Q = Q'_{\text{Т}} - Q_{\text{Т}}, \tag{6}$$

где $Q_{\text{Т}}$ – величина стока, образующаяся на участке площадью $A_{\text{Т}}$ без учета влияния изменений в характеристиках подстилающей поверхности, м^3/с; $Q'_{\text{Т}}$ – тоже, только с учетом изменений в характеристиках подстилающей поверхности, м^3/с.

Учитывая уравнения (6) и (4) запишем

$$\Delta Q = Q'_{\text{Т}} - Q_{\text{Т}} = \left(A_{\text{Т}} \cdot q'_{\text{пов}} + A_{\text{Т}} \cdot K_{\text{др}} \cdot q_{\text{подз}}\right) - \left(A_{\text{Т}} \cdot q_{\text{пов}} + A_{\text{Т}} \cdot K_{\text{др}} \cdot q_{\text{подз}}\right), \tag{7}$$

сокращая и вынося за скобки получим

$$\Delta Q = Q'_{\text{Т}} - Q_{\text{Т}} = A_{\text{Т}}\left(q'_{\text{пов}} - q_{\text{пов}}\right), \tag{8}$$

заменим $q'_{\text{пов}} = q_{\text{пов}} \cdot \beta_{cp}$, тогда имеем

$$\pm\Delta Q = A_{\text{Т}} \cdot q_{\text{пов}}\left(\beta_{cp} - 1\right). \tag{9}$$

Выдвигаем нулевую статистическую гипотезу: естественная изменчивость стока меньше изменений обусловленных трансформацией подстилающих поверхностей. Тогда запишем условие:

$$H_0 : F_{v_1, v_2, \alpha} = \frac{\sigma_{\bar{Q}}^{\ 2}}{\left(\Delta Q\right)^2} \tag{10}$$

Таким образом, критическую площадь $A_{1\text{Кр}}$ будем определять из условия соблюдения равенства

$$F_{v_1, v_2, \alpha} = \frac{\sigma_{\bar{Q}}^{\ 2}}{\left(\Delta Q\right)^2} \tag{11}$$

Выразим среднеквадратическую ошибку следующим уравнением

$$\sigma_{\bar{Q}}^{\ 2} = A^2 \cdot \sigma_{\bar{q}}^{\ 2}. \tag{12}$$

Подставим уравнения (12) и (9) в (11)

$$F_{v_1, v_2, \alpha} = \frac{A^2 \cdot \sigma_{\bar{q}}^{\ 2}}{\left(A_{\text{Т}} \cdot q_{\text{пов}}\left(\beta_{cp} - 1\right)\right)^2} = \frac{A^2 \cdot \sigma_{\bar{q}}^{\ 2}}{A_{\text{Т}}^2 \cdot q_{\text{пов}}^2 \cdot \left(\beta_{cp} - 1\right)^2} \tag{13}$$

Заменим отношение площадей и выразим его из уравнения (13).

$$\mu = \frac{\sigma_{\bar{q}}}{q_{\text{пов}} \cdot \left|\beta_{cp} - 1\right| \sqrt{F_{v_1, v_2, \alpha}}} \tag{14}$$

Рассматривая отдельные участки водосбора относительная площадь будет зависеть от уровня осреднения (элементарной фигурой), поэтому ее величину определим как средневзвешенную. При этом размер элементарной фигуры и будет равен искомой $A_{1\text{Кр}}$

$$\mu_{\text{ср}} = \frac{A_{1\text{Кр}} \sum_{i=0}^{n} \mu_i}{A} \Rightarrow A_{1\text{Кр}} = \frac{A \cdot \mu_{\text{ср}}}{\sum_{i=0}^{n} \mu_i} \tag{15}$$

Принимая с определенным уровнем допущений равными между собой μ и $\mu_{\text{ср}}$, подставим уравнение (15) в (14), откуда получим

$$A_{\text{КП}} = \frac{A \cdot \sigma_{\bar{q}}}{q_{\text{пов}} \cdot \left|\beta_{cp} - 1\right| \sqrt{F_{v_1, v_2, \alpha}} \cdot \sum_{i=0}^{n} \mu_i} = \frac{\sigma_{\bar{Q}}}{q_{\text{пов}} \cdot \left|\beta_{cp} - 1\right| \sqrt{F_{v_1, v_2, \alpha}} \cdot \sum_{i=0}^{n} \mu_i} \tag{16}$$

Окончательно получаем

$$A_{\text{КП}} = \frac{\sigma_{\bar{Q}}}{q_{\text{пов}} \cdot \left|\beta_{cp} - 1\right| \sqrt{F_{v_1, v_2, \alpha}} \cdot \sum_{i=0}^{n} \left(\frac{A_{T\,i}}{A_{1\text{Кр}}} \right)}. \tag{17}$$

Уравнение (17) решается методом подбора с применением ГИС. Сопоставляя полученное уравнение с первичной функциональной зависимостью (5) видно, что в вычислении $A_{1\text{Кр}}$ участвуют все предполагаемые параметры, а качестве статистического критерия значимости используется *F* критерий Фишера при заданном уровне значимости.

По приведенной выше методике проведен численный эксперимент по влиянию ТНТ на речной сток в границах водосбора рек Мухавец, Лесная, Гайна [6]. Градостроительство один из факторов воздействия на формирование стока на примере застройки одного из микрорайоном в г. Бресте. По расчетным данным, можно сделать вывод, что теоретически поверхностный сток сократиться на 11,68 % при возведении на данном участке зданий и сооружений, прокладке автодорог и пешеходных дорожек. Промышленность как фактор воздействия на формирование стока. Участок расположен в пределах водосбора р. Лесная и занимает площадь 2061,12 м^2. Строительство промышленных зданий и сооружений, в данном случае сокращает объемы поверхностного стока на 9,87 % Сельское хозяйство как фактор воздействия на формирование стока. Для участка, площадью 91614 м^2 норма годового стока равна 3,71 дм^3/с, после проведения строительных работ по возведению зданий по содержанию животных и складских помещений, навесов для выгула животных среднегодовой объем поверхностного стока сократится на 64,48 %. На примере застройки жилого микрорайона в г. Бресте, промышленного предприятия СП «Санта Бремор» в г. Бресте, планируемой к застройке молочно-товарной фермы в Минской области, вблизи д. Гайна, прослеживается тенденция к уменьшению количества среднегодового объема поверхностного стока после ввода в эксплуатацию каждого объекта. На сегодняшний день развитие градостроительной деятельности, промышленности и сельского хозяйства неизбежно. Сокращение среднегодовой объемов поверхностного стока с дальнейшими последствиями характерно для всех областей страны.

Литература

1. Волчек, А.А. Сток с урбанизированных территорий и его очистка / А.А. Волчек, И.В. Бульская // Вестник Брестского государственного технического университета. — 2013. — Vol. 2. — P. 88–92.

2. Niemczynowicz, J. Urban hydrology and water management – present and

future challenges / J. Niemczynowicz // Urban Water. – 1999. – Vol. 1, No. 1. – P. 1–14.

3.Методика расчета гидрологических характеристик техногенно-нагруженных территорий. СТП ВНИИГ 210.01.НТ-05. – Введ. 01.01.05. – Санкт-Петербург: ОАО «ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева», 2005. – 75 с.

4. Крашенинникова, С.В. Влияние урбанизированных территорий на формирование поверхностного стока / С.В. Крашенинникова // Известия Пензинского государственного педагогического университета. — 2008. — Vol. 10(14). – С. 119–121.

5. Расчетные гидрологические характеристики. Порядок определения. Технический кодекс установившейся практики ТКП 45-3.04-168-2009(02250) // Минск: РУП «Стройтехнорм», 2010. – 55 с.

6. Оценка влияния техногенно нарушенных территорий на речной сток / А.А. Волчек, Ан.А. Волчек, Н.Н. Шешко, И.Н. Шпока // Вестник Брестского государственного технического университета. – 2020. – №2(120) : Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика и геоэкология. – С. 87 – 92.

ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ТУРИСТИЧНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В УМОВАХ ТРАНСКОРДОННИХ ВОДНИХ БАСЕЙНІВ (НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ ДНІСТЕР)

Грицку В.С.
Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, м. Чернівці

ECOLOGIZATION OF TOURIST ACTIVITY IN THE CONDITIONS OF CROSS-BORDER WATER BASINS (ON THE EXAMPLE OF THE DNIESTER RIVER)

Hrytsku Veronika S.
Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, Chernivtsi

The proposed article analyzes the data on the ecological status of the Dniester River, which could potentially become one of the most popular in the formation and development of cross-border tourism. According to ecological indicators, the river belongs to the category of "slightly polluted", hydrobiological, microbiological, biogenic pollution, as well as indicators of pesticides and heavy metals did not exceed the norm, and in some cases have a slight downward trend. All these data give optimistic forecasts for further intensification of tourism activities, including cross-border.

Активізація транскордонного співробітництва у напрямі туристичної діяльності повинна стати справжнім поштовхом розвитку прикордонних територій, які на теперішній час характеризуються невисокими показниками соціально-економічного розвитку. Проте такий напрям співпраці між сусідніми країнами має відбуватися за умов розвитку туристичної діяльності в межах дотримання сучасних екологічно допустимих параметрів. Для забезпечення умов сталого (екологічно збалансованого) розвитку туризму і рекреації у транскордонних регіонах найбільш доцільними вбачаються: реалізація спільних проектів по екологічно збалансованому туризму на об’єктах природно-заповідного фонду, туристичних водних об’єктах, перш за все тих, що розміщені по обох сторонах кордону.

Найбільш привабливою річкою для активного розвитку туристичної діяльністю в Чернівецькій області вважається Дністер. Це річка у Східній Європі, по якій проходить державний кордон між Республікою Молдова та Україною. Довжина Дністра складає 1362 км, площа басейну - 72,1 тис. км^2. Від Галича до Хотина річка утворює Дністровський каньйон, який з 2008 року

внесений до списку семи природних чудес України. Саме цей туристичний об'єкт є надзвичайно привабливим для становлення та розвитку транскордонного туризму, зокрема наукового, пізнавального та всіх видів водного туризму. Проте води басейна активно використовуються в господарській діяльності двох країн. На території басейна Дністра в межах України розміщені 62 міста та 95 селищ міського типу, а в межах Молдови - 2 адміністративні регіони та 41 місто, розкиданих на лівому і правому берегах. На суміжних територіях України та Молдови проживає більше 7 млн. людей, із них більше 5 млн осіб. - на території України та 2,74 млн. - на території Молдови.

Одним із сьогоднішніх пріоритетів екологічної політики в туристичній діяльності в межах транскордонної діяльності як республіки Молдова, так і України є гармонізація національного законодавства із законодавством Європейського Союзу. Для втілення цієї політики створювалися міжнародні проекти, останній з яких був прийнятий у 2017 році. Проект був розроблений по домовленості між двома країнами при фінансуванні Глобального екологічного фонду (ГЕФ). Метою проекту є втілення механізмів комплексного управління водними ресурсами в басейні річки Дністер для забезпечення його сталого розвитку. Проблеми транскордонного забруднення поверхневих вод р. Дністер проаналізовані в рамках міжнародного договору про співробітництво - Єврорегіон «Дністер». Одним з основних завдань договору є реалізація міждержавних проектів з охорони навколишнього середовища, екологічного оздоровлення басейну річки Дністер з метою розвитку туристичної діяльності[1].

Розглянемо стан водних ресурсів на прикладі прикордонного пункту спостереження «Волошкове-Козлов-Наславча» (с. Наславча, 658 км, нижній б'єф, 600 м нижче греблі ГАЕС). Для розуміння тенденційного стану порівняємо показники, які визначались в пробах поверхневої води цього пункту за звітні періоди 2015 та 2017 років.

Табл.1. Основні показники забрудненості річки Дністер на пункті спостереження Неславча за 2017рік

Дата	Прозо-рість	Кольо-ро-вість	Жорст-кість	Азот амон.	БСК5	Хло-риди	Fe	Сух. за-ли-шок	Суль-фати	Інд. ЛКП
	см	град	мг-екв/дм^3							
21.03.2017	18	19	4,1	0,03	2,3	65	0,03	180	84	5000
26.04.2017	24	18	4,0	0,04	2,2	44	0,01	212	29	500
15.09.2017	22	20	3,6	0,01	2,3	43	0,01	218	30	3700
08.12.2017	22	16	4,4	0,02	2,0	48	0,02	253	23	600

Складено за даними [https://menr.gov.ua/files/docs/].

Перевищень ГДК у пункті спостереження Неславча в 2017 році не зафіксовано. Тенденція забруднення є позитивною, що має велике значення для життя людини, для становлення сталого розвитку і особливо для розвитку транскордонної туристичної діяльності в регіоні.

Рівень забрудненості поверхневих вод визначався за даними спостережень за «Методикою розрахунку коефіцієнта забрудненості природних вод» (в системі Мінприроди, КНД 211.1.1.106-2003) для основних водних об'єктів. За проведеними розрахунками води річка Дністер віднесена до категорії «слабко забруднена» з коефіцієнтом $К_{Дністр}$=1,09. Одиничні перевищення санітарних норм у пробах припадають на теплу пору року. Тенденції перевищень санітарних норм не спостерігається. Метеоумови (помірне підвищення температур та часті опади) сприяли відносно задовільному стану вод в усьому басейні. Порівнюючи якість

вод Дністра у 2017 році з аналогічним періодом 2015 року, можна стверджувати, що якісний стан річки не змінився, а в деякій мірі навіть покращився. У порівнянні з 2015 роком гідрохімічний та радіологічний стан практично не змінився. В басейні Дністра концентрація вмісту цезію-137 знаходиться в межах допустимих рівнів в діапазоні 0,3 – 0,5 Бк/л, стронцію-90 - в межах допустимих рівнів в діапазоні 0,2 – 0,4 Бк/л. Якість води Дністровського водосховища по деяким показникам відповідає першому класу, це відноситься до таких показників як кислотна реакція середовища (pH), вміст солей. По групі біогенних сполук якість води переважно відповідає третьому класу, але на окремих створах і в окремі місяці якість води погіршувалась до четвертого класу [2,3].

Гідробіологічна оцінка якості вод та стан гідробіоценозів. Враховуючи те, що основне русло річки приймає забруднення з приток та водозбірної площі, можна стверджувати, що якість поверхневих вод в цілому відображає загальну екологічну картину всього басейну. Проте, характерною тенденцією 2017 року слід назвати певне зменшення забруднення, що потрапляє із стоками житлово-комунальних підприємств та зростання ролі біогенного забруднення. У 2017 році спостереження за якістю води водойм І-ї категорії здійснювалось в 11 постійних створах. Проб, що не відповідають санітарно-хімічним показникам та мікробіологічним показникам не було. Спостереження за якістю води водойм ІІ-ї категорії здійснювалось у 42 постійних створах [2,3].

Відзначимо, що мікробіологічна оцінка якості вод з огляду на епідеміологічну ситуацію проводиться регулярно Чернівецьким обласним лабораторним центром Міністерства охорони здоров’я України. На річці Дністер велися спостереження в 6 створах, з яких щоквартально відбиралися проби води для дослідження на хімічні, бактеріологічні, вірусологічні та радіологічні показники. Перевищення нормативів у пробах поверхневих вод за цими показниками 2015 та 2017 років не визначено. Показники по вмісту пестицидів та важких металів не перевищували норми.

Зазначимо, що з аналізу перевищень нормативів ГДК по радіаційному складу не визначено. В порівнянні з аналогічним періодом 2015 року якісний стан в місцях питних водозаборів на річці Дністер не погіршився. За результатами лабораторних досліджень, відповідно до «Методики екологічної оцінки стану поверхневих вод» за найгіршими значеннями показників поверхневі води Дністра відносяться до прісних, гіпогалинних вод з категорією якості води за ступенем чистоти як «слабко забруднені». Всі ці дані дають оптимістичні прогнози щодо подальшої активізації туристичної діяльності, в тому числі транскордонної, а координація та узгодження екологічних прогнозів, програм і окремих заходів з екологізації туристичної діяльності в басейні річки Дністер дасть змогу розвивати в цьому регіоні туристичну діяльність з поступовим виходом її на світовий ринок туристичних послуг.

Література

1. Коленда Н.В. Стратегія як основа програми розвитку туристично-рекреаційної сфери у транскордонних регіонах / Н.В. Коленда // Економічний форум. – 2012. – № 2

2. https://menr.gov.ua/files/docs/Reg.report/2015/

3. https://menr.gov.ua/files/docs/Reg.report/2017/

АКТУАЛЬНІСТЬ ТА ШЛЯХИ ЗМЕНШЕННЯ ВТРАТ ВОДИ НА ВИПАРОВУВАННЯ З ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В УКРАЇНІ

В.М. Жук [1], О.Б. Гриців [2], А.Я. Регуш [3]
[1] Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів
[2] ТзОВ "Асоціація інженерних підприємств", м. Львів
[3] Львівський національний аграрний університет, м. Львів

IMPORTANCE AND WAYS OF REDUCING THE WATER LOSSES DUE TO EVAPORATION FROM THE SURFACE OF WATER BODIES IN UKRAINE

V.M. Zhuk [1], O.B. Hrytsiv [2], A.Y. Regush [3]
[1] Lviv Polytechnic National University, Lviv
[2] Association of Engineering Enterprises Ltd., Lviv
[3] Lviv National Agrarian University, Lviv

Specific local water resources of Ukraine are about 1,000 m^3 per person per year, which is one of the lowest values in Europe. One of the consequences of global warming is a change in water balances of the territories, which is appeared in increasing the intensity of water evaporation from the earth's surface and from the surface of water bodies. The available data on the trends of change in the height of the layer of water evaporating from water bodies located in different regions of Ukraine are analyzed. The general review of methods of reduction of losses of water on evaporation is fulfilled; the advantages of using the monolayer films of special additives are shown. In stationary laboratory conditions, as a result of a continuous 33-day experiment, in a container with 100 μm thickness monolayer film of polydimethylsiloxane PDMS-200 the total reduction of water evaporation by 51.0% is obtained compared to the same container without additives.

Забезпеченість водними ресурсами є важливою передумовою реалізації стратегій та планів сталого розвитку у всіх регіонах Землі. У глобальному відношенні на сьогодні в перерахунку на кожного мешканця планети на рік припадає близько 750 $м^3$ прісної води. Дефіцит водозабезпечення викликає відчутні проблеми, наразі – регіональних масштабів. Так "водна криза" багато в чому спровокувала низку арабо-ізраїльських та індо-пакистанських конфліктів, збройних зіткнень в Африці. За прогнозами ООН до 2050 року питоме водозабезпечення зменшиться майже вдвічі і три чверті країн світу опиняться в зоні дефіциту водних ресурсів; вже сьогодні 39 країн світу імпортують прісну воду, і ця частка має тенденцію до постійного зростання.

Поряд з проблемою забрудненості прісних вод в останні десятиліття все гостріше проявляється проблема зменшення кількості та погіршення якості поверхневих вод внаслідок інтенсифікації природного випаровування, що є одним із наслідків глобального потепління. Тенденції щодо глобального потепління відмічено Всесвітньою метеорологічною організацією, а це означає, що потрібно вживати невідкладні дієві заходи щодо зменшення втрат води внаслідок випаровування.

Україна є однією з найменш забезпечених водними ресурсами країною Європи (близько 1000 $м^3$ на особу на рік), з характерним нерівномірним територіальним розподілом. Поверхневі водні об'єкти України вкривають лише 4 % загальної території, причому більше половини ресурсів прісних вод зосереджено в прикордонних районах України в басейні річки Дунай. Найменш забезпечені водними ресурсами є Крим та південні області країни. Дефіцит водних ресурсів особливо відчутний в індустріальному Донбасі та Криворіжжі [1].

За даними Українського гідрометеорологічного центру за останні 30 років середньорічна температура повітря в Україні підвищилась на 1,2 ^oC. Згідно з даними Інституту водних проблем і меліорації (ІВПМ) НААН України за період з 1991 р. до 2019 р. додатні значення річного кліматичного водного балансу спостерігали лише в західному регіоні країни; в інших регіонах має місце дефіцит водного балансу, який становить від 100−200 мм/рік на півночі до 400−600 мм/рік на півдні країни [2]. Більше того, в усіх регіонах, починаючи з 1980-их років, має місце тенденція до зменшення середнього річного кліматичного водного балансу. Спостереження, виконані в ІВПМ, дозволили зробити висновок, що підвищення середньомісячної

температури на 1 ^{o}C зумовлює збільшення сумарного випаровування на 9 %. Станом на 2020 р. прогнозоване сумарне випаровування з території України перевищить на 40−45 км^3/рік показник 1990 р. [2]; у відносних величинах це становить 51−58 % від значення 1990 р., що відповідає середньому зростанню 1,7−1,93 % за рік.

Прогнозні розрахунки вказують на значне зростання втрат водних ресурсів на випаровування в найближчій перспективі. Для кількісної оцінки наведемо приклад по випаровуванню води в Розтоцькому ландшафтно-геофізичному стаціонарі. У 2010 р. річна сумарна висота шару випаровування з природних водойм в межах Розточчя становила 461 мм, у 2011 р. – 482 мм, а у 2012 р. становила вже 543 мм [3], що відповідає середньому збільшенню цього показника на 41 мм/рік або 8,9 % щороку від показника 2010 р.

Іншим показовим прикладом є вплив випаровування на водний баланс Куяльницького лиману. У цьому випадку втрати води на випаровування не викликають статистично значущих змін характеристик стоку в лиман у багатоводні та середні за водністю роки (менш ніж 10 %), але зумовлюють суттєве зменшення річного стоку (до 40 %) у маловодні роки 75 %-ної забезпеченості [4].

Практичне значення має оцінка об'ємів випаровування на площах штучних водойм, які забезпечують водогосподарський потенціал України. Загальні втрати води стоку найбільших річок України в маловодний період становлять 22,5% з яких 11,5% відносять на випаровування з водосховищ. Середньорічні втрати води на випаровування по Дніпровському каскаду становлять понад 5 км^3, а максимальні втрати з Каховського водосховища у 2007 р. становили 2,36 км^3. Оціночні розрахунки показують, що при шарі випаровування в 1 мм з водної поверхні Каховського водосховища при нормальному підпертому рівні втрачається 2,16 млн м^3 води за рік, а це недоотримання понад 90 млн кВт×год електроенергії [5].

Розрахунки об'ємів випаровування, виконані для водної поверхні регулювальних басейнів зрошувальної системи Царичанського міжрайонного управління водного господарства, показали, що за три літні місяці з басейнів загальною площею 20,6 тис. м^2 і об'ємом води 82 тис. м^3 випаровується близько 3,8 тис. м^3, що складає більше 10 % від загальних втрат води [6].

Останні десятиліття у інженерну практику багатьох країн широко впроваджуються методи регулювання поверхневого стоку за допомогою спеціальних відкритих водойм: мокрих ставків, біоставків, штучних мочар і т.п., в яких реалізуються принципи накопичення та фільтрації надлишку поверхневого стоку під час сильних дощів [7]. Влаштування ставів дає можливість регулювання стоку з великих площ території, забезпечує багатофункціональність водойми, підвищує естетичний вигляд місцевості. Разом з тим, однією з основних проблем функціонування таких ставів з чисто поверхневим живленням є їх обміління під час тривалих бездощових періодів, що часто вимагає додаткового влаштування спеціальних систем їх поповнення водою під час таких періодів.

Таким чином, втрати води на випаровування з природних і штучних водойм стають в умовах глобального потепління все актуальнішою проблемою в Україні.

Випаровування відіграє все більшу роль в гідрологічному циклі, в середньому від 50% до 75% від загальної висоти шару опадів втрачається на випаровування [8]. У місцевостях з жарким кліматом часто потенціал випаровування значно перевищує наявну висоту шару опадів. Якщо в українських кліматичних умовах інтенсивність випаровування з водойм влітку зазвичай знаходиться у межах 1−4 мм/добу [6], то в країнах з жарким, сухим кліматом ця величина може досягати 8−10 мм/добу і більше [9−12].

У південних штатах США, в Австралії, Мексиці, Бразилії та цілому ряді країн Азії та Африки в останні кілька десятиліть йде активний пошук шляхів і методів зменшення втрат води з поверхні водойм на випаровування. Основними методами зменшення випаровування на сьогодні є: влаштування надтонких одношарових покриттів зі спеціальних рідин, плаваючі захисні покриття, завислі покриття, модульні покриття та додавання поліакриламіду (ПАА) [13].

Аналіз результатів попередніх досліджень показує особливу перспективність застосування для водойм різного розміру та призначення спеціальних високомолекулярних добавок, які особливо ефективно зменшують втрати води на випаровування. Найбільш дослідженими на сьогоднішній день добавками такого типу є жирні спирти: цетиловий спирт (гексадеканол), стеариловий спирт

(октадеканол) та їх суміші, які зменшують втрати води на випаровування в середньому на 20−30%, у деяких випадках − до 50−60 % [14]. Останні роки йде активний пошук нових ефективних і дешевших добавок для зменшення випаровування; особливий інтерес у цьому напрямі становлять силіконові масла − полімеризовані силоксани, кремнійорганічні рідини, які широко використовуються у системах змащення, у системах гідроприводу, в медицині та косметології, в харчовій промисловості (як піногасник).

У лабораторії кафедри "Гідротехніки та водної інженерії" Національного університету "Львівська політехніка" виконано серію дослідів з впливу на інтенсивність випаровування одного з видів спеціальних добавок − полідиметил-силоксану марки ПДМС-200. Середня розрахункова товщина плівки становила 100 мкм. Температура повітря за сухим термометром змінювалася в діапазоні 24,5−28,5 ^{o}C, температура за мокрим термометром − 20,6−24,7 ^{o}C, відносна вологість повітря − 57,0−81,9 %. Температура води змінювалася від 22,6 ^{o}C до 25,5 ^{o}C. Досліди виконано паралельно в двох однакових посудинах: з шаром ПДМС-200 товщиною 100 мм на поверхні води та з чистою водою без добавок. Серію виконано в статичних лабораторних умовах, у закритому приміщенні без прямого доступу сонячного світла, з мінімальною інтенсивністю ультра-фіолетового випромінювання, для умов природної конвекції, без примусового руху повітря над дослідними посудинами.

Інтенсивність випаровування визначали за об’ємним методом, вимірюючи щодоби залишкову масу посудин з рідиною за допомогою електронної ваги марки AXIS BDU-60 з допустимою похибкою вимірювань ±10 г.

Загальна тривалість неперервної серії становила 33 доби. Сумарна маса води, що випарувалася за цей час з посудини без добавок, становила 3,002 кг, тоді як за наявності шару ПДСМ-200 − лише 1,486 кг. Інтенсивність випаровування води без додатків змінювалася в окремі дні в межах від 0,64 мм/добу до 1,12 мм/добу при середньому значенні за період досліджень 0,827 мм/добу. Для аналогічної посудини з водою, що містила на своїй поверхні шар полідиметилсилоксану ПДМС-200 товщиною 100 мкм, інтенсивність випаровування була значно нижчою: 0,32−0,64 мм/добу при середньому значенні 0,405 мм/добу.

Таким чином, у результаті неперервного 33-добового експерименту отримано сумарне зменшення інтенсивності випаровування води у ємкості з одношаровою плівкою з ПДМС-200 товщиною 100 мкм на 51,0 % порівняно з аналогічною ємкістю без добавок, що загалом підтверджує наявні у літературних джерелах результати попередніх досліджень. Потрібно також зазначити, що в статичних лабораторних умовах плівка ПДМС-200 показала високу стійкість, ефективність добового зниження випаровування навіть дещо зростала в часі.

Разом з тим, досліджена товщина захисної плівки 100 мкм відповідає питомій витраті добавки 1 дм^3 на 10 м^2 водної поверхні, що при середній роздрібній ціні ПДМС-200 близько 2,0 USD/дм^3 є з економічної точки зору дуже затратним. У майбутньому планується виконати аналогічні серії дослідів для захисних плівок різних марок ПДМС товщиною 1−10 мкм. Важливими чинниками, що можуть вплинути на ефективність захисних моноплівок, є також ультрафіолетове випромінювання та швидкість вітру, що також потрібно врахувати у наступних дослідженнях.

Висновки

Забезпеченість України власними прісними водними ресурсами становить близько 1000 м^3 на особу на рік, що є одним з найнижчих показників у Європі. Одним із наслідків глобального потепління є зміна водних балансів територій, що виявляється, у тому числі, у збільшенні інтенсивності випаровування води як з земної поверхні, так і з поверхні водойм. Проаналізовано наявні дані щодо тенденцій зміни висоти шару води, що випаровується з водойм, розташованих у різних регіонах України. Виконано загальний огляд методів зменшення втрат води на випаровування; показано переваги застосування одношарових плівок спеціальних добавок.

У стаціонарних лабораторних умовах у результаті неперервного 33-добового експерименту отримано сумарне зменшення інтенсивності випаровування води у ємкості з одношаровою плівкою з полідиметилсилоксану марки ПДМС-200 товщиною 100 мкм на 51,0 % порівняно з аналогічною ємкістю без добавок.

Література

1. Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання: підручник. − К.: Віпол, 2000. − 375 с.

2. Інформаційно-аналітична довідка про стан водних ресурсів держави та особливості сільськогосподарського виробництва в умовах змін клімату. naas.gov.ua/upload/iblock/78a/Інформаційна%20довідка%204.05.2020-конвертирован.pdf

3. Муха Б., Булавенко І., Мельничук М. Випаровування в українському Розточчі. Вісник Львівського університету №48/2014.− С. 117−124.

4. Лобода Н.С. Оцінка можливих змін гідроекологічного режиму Куяльницького лиману під впливом глобальних кліматичних змін. Звіт про НДР. ДР № 0112U007606. Одеський державний екологічний університет.

5. Обухов Є.В. Узагальнена формула для визначення втрат води на випаровування з Каховського водосховища. Український гідрометеорологічний журнал, №13/2013.− С. 110 −115.

6. Рудаков Л.М., Гапіч Г.В., Чушкіна І.В. Випаровування з водної поверхні регулюючих басейнів зрошувальних систем. Вісник ДДАЕУ №2(44)/2017.− С. 74−77.

7. Ткачук С.Г., Жук В.М. Регулювання дощового стоку в системах водовідведення: монографія. − Львів: Видавництво Львівської політехніки. 2012. − 216 с.

8. Sovocool K., Morgan M., Drinkwine M., Sim D., Toussaint G. Testing an innovative evaporative suppressant for reducing losses from lakes. Journal AWWA, 2014. 106. − P. 41−50.

9. Craig I.P. Loss of storage water due to evaporation. National Centre for Engineering in Agriculture University of Southern Queensland, Toowoomba. 2005. − 75 p.

10. Shilo E., Ziv B., Shamir V., Rimmer A. Evaporation from Lake Kinneret, Israel, during hot summer days. Journal of Hydrology. 2015. 528. P. 264−275.

11. Panjabi K., Rudra R., Goel P. Evaporation retardation by monomolecular layers: An experimental study at the Aji reservoir (India). Open Journal of Civil Engineering. 2016. 6. − P. 346−357.

12. Saggaï S., Bachi O.E.K. Evaporation reduction from water reservoirs in arid lands using monolayers: Algerian experience. Water Resources Development: Economic and Legal Aspects. 2018. 45. P. 280–288.

13. Craig I., Green A., Scobie M., Schmidt E. Controlling evaporation loss from water storages. National Centre for Engineering in Agriculture University of Southern Queensland, Toowoomba. 2005. − 207 p.

14. La Mer V.K., Healy T.W. Evaporation of water: its retardation by monolayers. Science. 1965. Vol. 148. P. 36−42.

ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ФУНКЦІОНУВАННЯ ХВОСТОСХОВИЩ І СТАВІВ-ВІДСТІЙНИКІВ І ПАТ “ЛЬВІВСЬКА ВУГІЛЬНА КОМПАНІЯ”

Євген Іванов
Львівський національний університет імені Івана Франка

ECOLOGICAL PROBLEMS OF FUNCTIONING TAILINGS AND SETTLING PONDS OF PJSC “LVIV COAL COMPANY”

Yevhen Ivanov
Ivan Franko National University of Lviv

Peculiarities of construction and operation of tailings and settling ponds of PJSC “Lviv Coal Company” are considered. The history of the formation of the ecological situation within the coal factory is described. Topical ecological problems of functioning of water (hydrotechnical) objects and prospects of their further use are outlined.

Центральна збагачувальна фабрика“Червоноградська” (нині ПАТ “Львівська

вугільна компанія”) вступила в експлуатацію у 1979 р. з метою збагачення високозольного вугілля Львівсько-Волинського вугільного басейну. Виробнича потужність фабрики становила 9,6 млн т вугілля у рік і була досягнута у 1988 р., а вже наступного року збагачено рекордніобсяги вугілля (близько 12 млн т) [6]. Флотаційна схема вуглезбагачення передбачала використання чималих обсягів води, а, відповідно, будівництво та експлуатацію хвостосховищ і ставів-відстійників технічних і шахтних вод (рис. 1).

Хвостосховища і стави-відстійники фактично не відрізняються за характером водообміну і гідроекологічного режиму. Всі вони відносяться до непроточних зі зворотнім використанням вод (замкнений цикл) або частково непроточних. До останніх зараховуютьводойми, з яких проводиться скид попередньо очищених технічних вод у найближчі природні водотоки під час весняної повені чи паводку. При зворотному типі водокористування створюють водойми, шахтні води в яких багаторазово використовують для вуглезбагачення. Підкачування мінералізованих (понад 1 г/дм^3) вод здійснювали з шахтних ставів лише в обсягах, необхідних для поповнення потреб втраченої води у технологічному процесі збагачення вугілля та при її випаровуванні з поверхні водойми.

Одним з елементів технологічної очистки вугілля від “порожньої” породи й решти відходів вуглезбагачення, слід вважати освітлення технічних і шахтних вод у водоймах-відстійниках. В результаті цього процесу на дно відстійників осідають завислі у пульпі залишки вугілля і породи, а таким чином очищена вода знову потрапляє на вуглезбагачувальну фабрику.

Рис. 1. Розміщення хвостосховищ (1, 2) і ставів-відстійників (3) ПАТ “Львівська вугільна компанія” (космознімок з Google Планета Земля)

З метою вивчення особливостей гідрологічного і гідроекологічного режимів ставів-відстійників і хвостосховищ вуглезбагачувальної фабрики, у 1997–2002 рр. проведено ландшафтно-екологічні дослідження [1–5]. У ці роки, гідроекологічна ситуація у районі водних об’єктів наближалася до катастрофічної [8]. Основними забруднювачами води були завислі і мінеральні речовини, солі важких металів, нафтопродукти, бактеріальні і фекальні домішки тощо. Шахтні води мали, як правило, 80–120 мг/дм^3 завислих і твердих мінеральних речовин головно чорного кольору, при цьому загальна мінералізація коливалася від 450 до 1 100 мг/дм^3.

Слід відзначити, що після проходження через технологічні системи фабрики шахтна вода втрачала певну кількість солей, а її мінералізація знижувалася на 10–20 %. Однак зважаючи на те, що принципова схема роботи підприємства мала зворотну систему водокористування, у водоймах відбувався процес підвищення як загальної мінералізації, так і твердості (жорсткості) води.

Якість шахтних вод у відстійниках залежила від вмісту органічних речовин. При роботі підприємства в режимі замкнутого циклу водозабезпечення,

зростав питомий внесок автохтонних органічних речовин внаслідок його продукування фітопланктоном та іншими рослинними організмами. На якість води впливало надходження у відпрацьовані флотаційні води хімічних реагентів з відкладів вугілля і відходів процесу вуглезбагачення, токсична дія яких на організми гідробіонтів зростає під впливом підвищення температури води (0,6–2,0 °С).

Від 1990 р. обсяги видобування вугілля поступово зменшувалися, а якість вугілля погіршувалася, так у 2000 р. вони складали лише 10 % від об'ємів 1988 р. [6] У зв'язку з кризою платежів у державі і зростаючою неплатоспроможністю вугільних шахт, фабрика опинилася у кризовому економічному стані і розпочала пошуки альтернативних джерел паливно-енергетичної і будівельної сировини.

Оскільки ЦЗФ "Червоноградська" є єдиною збагачувальною фабрикою в західному регіоні України, а енергетика потребувала якісного вугілля, слід було підтримати життєдіяльність підприємства і покращити економічний стан фабрики без негативних наслідків для шахт. У 2001 р. ЗАТ "Львівсистеменерго" (з 2011 р. ПАТ "Львівська вугільна компанія") взяла в оренду, а пізніше приватизувала майновий комплекс фабрики.Нові власники зосередили увагу на стрімкому, здебільшого необґрунтованому,отриманні прибутку на збагачені низькоякісного вугілля та використанні значних обсягів гірничопромислових (гравітаційних і флотаційних) відходів. Це призвело до суттєвого загострення екологічних проблем у регіоні, зокрема до інтенсивного горіння гравітаційного відвалу фабрики, але звернемо увагу на сучасний екологічний станхвостосховищ і ставів-відстійників ПАТ "Львівська вугільна компанія" [7, 8].

На підприємстві розпочали активно розробляти відходи збагачення вугілля переважно вугільні шлами, що містять у собі значну частину вуглисто-глинистих порід і використовували як головну сировину або паливну (спеціально висушену) домішку при виробництві будівельних матеріалів. Хвостосховища розробляли із застосовуваннямрізних технологій, зокрема розмивання відкладів земснарядом і брандспойтами, риття екскаваторами траншей і висушування сировини у насипних купах. Звільнені від сировини карти хвостосховищ знову заповнювали пульпою, поданою з вуглезбагачувальної фабрики. Ємності хвостосховищ переповнювалися відходами та виникав ризик їхнього прориву, що могло призвести до екологічної катастрофи (рис. 2 а, б).

Розроблення вторинної паливно-енергетичної і будівельної сировини у хвостосховищах чергувалося із повторним їх наповненням, тривалими перервами, її кількарічним відстоюванням та заповненням понижених ділянок атмосферними опадами. Будь які технологічні процеси супроводжувало значне забруднення складових природного середовища, зокрема атмосферного повітря, поверхневих і підземних вод, ґрунтів тощо. На жаль, моніторинг забруднення довкілля не проводили, тому бракує інформації для аналізу сучасного екологічного стану довкола гідротехнічних споруд.

Інтенсивність використання ставів-відстійниківтехнологічних і шахтних вод в останні роки суттєво знизилася. Заповненою є лише головна західна секція (рис. 2 в), а решта три секції вже понад десять років фактично порожні.Ці стави, після ліквідації підприємства, матимуть значний рекреаційний потенціал.

У 2015 р. припинено перероблення і відвантаження вугілля та розпочато процедуру банкрутства ПАТ "Львівська вугільна компанія". Однак розроблення і продаж гірничопромислових відходів підприємства продовжується, а в останні роки навіть активізується.Вугільних шламів у двох хвостосховищах накопичено стільки, що його вистачить на 15 років існування причетних до продажу осіб і фірм, навіть після повної зупинки збагачувальної фабрики.З вересня 2019 р. і до нині робляться спроби "реанімувати" роботу ПАТ "Львівська вугільна компанія" за рахунок постачання російського вугілля для його розубоженнявисокозольним вугіллям Донбасу і Львівсько-Волинського басейну.Ця незаконна схема має на метіостаточно вбити вугільні шахти регіону, економічно підтримуєприватні енергетичні компанії та країну-агресора.

а)

в)

б)

Рис. 2. Сучасний вигляд гідротехнічних об’єктів ПАТ “Львівська вугільна компанія”: а, б) переповнена карта хвостосховища; в) заповнена технічними водами секція ставів-відстійників

Неправомірна, багато в чому хижацька, політика власників ПАТ “Львівська вугільна компанія” ускладнює й так критичну екологічну ситуацію в околицях сіл Сілець і Межиріччя,міст Червонограда і Соснівки, селища Гірник. Використання застарілих і неефективних технологій накопичення, розроблення і транспортуваннявторинної мінеральної сировинипідприємства, відсутність дієвого екологічного контролю,рекультиваційних і природоохоронних заходів сприяє забрудненню природного середовища довкола хвостосховищ.

Література

1. *Иванов Е. А. Ландшафтно-экологические аспекты функционирования водоемов-отстойников углеобогатительных фабрик / Е. А. Иванов // Биология внутренних вод: проблемы экологии и биоразнообразия : тез.докл. XII-ой конф. молод. учен. – Борок, 2002. – С. 170–171.*
2. *Иванов Е. А. Особенности теплового загрязнения шахтных водоемов-отстойников / Е. А. Иванов // Актуальные проблемы водохранилищ : тез.докл.Всерос. конф. – Ярославль, 2002. – С. 118–119.*
3. *Іванов Є. А. Гідроекологічний режим водойм-відстійників вуглезбагачувальнихфабрик // Екологічні дослідження річкових басейнів Лівобережної України : матер.Всеукр. наук.-практ. конф. – Суми: СумДПУ ім. А. С. Макаренка, 2002. – С. 107–111.*
4. *Іванов Є. А. Гідроекологічні особливості функціонування ставів-відстійників і хвостосховищ збагачувальних фабрик / Є. А. Іванов // Гідрологія, гідрохімія і*

гідроекологія : тези допов. Всеукр. наук. конф. (24–26 листопада 2003 р.). – К.: Ніка-Центр, 2003. – С. 155–157.
5. *Іванов Є. А. Ландшафтно-екологічні дослідження в межах аквальних територіальних комплексів гірничопромислових територій // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : наук. зб. / відп. ред. В. К. Хільчевський. – 2002. – Т. 4. – С. 205–209.*
6. *ПАТ "Львівська вугільна компанія". Офіційна сторінка : [електронний ресурс]. – Режим доступу: http://patlvk.com.ua/*
7. *Рудько Г. І. Гірничопромислові геосистеми Західного регіону України : монографія / Г. І. Рудько, Є. А. Іванов, І. П. Ковальчук. – Київ–Чернівці: Букрек, 2019. – Т. 1. – 464 с.*
8. *Рудько Г. І. Екологічний стан геологічного середовища як фактор масового захворювання дітей флюорозом у Червоноградському гірничопромисловому районі / [Г. І. Рудько, С. К. Скатинський, Н. І. Смоляр та ін.] // Мінеральні ресурси України. – 1997. – № 4. – С. 34–42; 1998. – № 2. – С. 17–23.*

СУЧАСНІ МЕТОДИ УПРАВЛІННЯ ТА ПЛАНУВАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ

Д.В. Курнаєва, О. В. Груздєва
ДВНЗ «Український державний хіміко-технологічний університет», Дніпро

MODERN METHODS OF WATER RESOURCES MANAGEMENT AND PLANNING OF UKRAINE

D.Kyrnaieva, O. Hruzdieva
Ukrainian State University of Chemical Technology, Dnipro

The Water Evaluation and Planning System 21 (WEAP21) is a set of model objects and procedures that can be used to analyze various problems that can arise in water systems planning. The program allows building the necessary scenarios when entering initial data on the investigated water resources and territory. Scenarios can take into account climate change and variability, the state of the water system, expected water requirements, ecosystem needs, and changes in infrastructure. The WEAP21 model allows you to build scenarios in which the time steps of modeling can be as short as one day to week, to month, or even seasonally with a time horizon from one year to several tens of years.

Стан поверхневих водних ресурсів, а відповідно і якість питної води безпосередньо впливають на здоров'я населення. За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я 25% населення постійно ризикує захворіти на хвороби, пов'язані із споживанням недоброякісної питної води. У країнах, що розвиваються, кожний третій мешканець страждає через брак питної води та необхідних санітарних умов – основних вимог для здорового і гідного життя. У цих країнах приблизно 80% всіх хвороб і 1/3 смертельних випадків спричинені споживанням забрудненої води.

Оскільки чисельність населення на Землі безперервно збільшується, то невпинно зростають і потреби в чистій прісній воді та її кількості, а отже, збільшується кількість стічних вод. Останні, потрапляючи в поверхневі й підземні джерела вод, забруднюють їх шкідливими токсичними домішками, небезпечними для життя людини, внаслідок чого скорочуються і без того обмежені резерви прісної води.

Людині потрібна чиста якісна прісна вода, у необхідній кількості та у будь-який час і це є неодмінною умовою для розвитку і процвітання будь-якої спільноти. Це одна з найбільш важких задач, що поставили перед собою у шостій меті Цілей сталого розвитку Організації Об'єднаних Націй [1]. Тому збереження і охорона водних ресурсів від виснаження – одна з найважливіших проблем

людства, яка значно ускладнюється у зв'язку з урбанізацією людського суспільства, інтенсивним розвитком промисловості й сільського господарства, використанням різних хімічних препаратів у побуті й виробництві. Особливе значення це питання має для України, яка за ступенем водозабезпечення займає одне з останніх місць серед країн Європи, а за водоємністю валового суспільного продукту випереджає їх. Таке нещадне використання водних ресурсів країни може швидко призвести до водної кризи. Тому у 2014 році Україна підписала угоду про асоціацію з ЄС та взяла на себе зобов'язання що до розробки та впровадження технологій управління водними ресурсами. У Водній Рамковій директиві прописано, що управління водними ресурсами на рівні басейнів річок більш ефективно в порівнянні з управлінням водними ресурсами відповідно до адміністративних кордонів, так як таке управління враховує всі фактори, які впливають на ресурс, і координує дії держав, що межують. Таке управління допомагає також уникнути ситуацій, коли дії, вжиті в одній частині річки суперечать дій, вжитих в іншій її частині [2]. Вирішення таких проблем можливе лише шляхом впровадження сучасних технологій, що базуються на технологіях імітаційного моделювання (програмного забезпечення), сучасних методів розрахунків та оптимізація процесів, споруд, реагентів, матеріалів та обладнання, а також відновленням систем розподілу питної води. У Світовій практиці, вже тривалий час, широко використовують різноманітні інструменти (програми) імітаційного моделювання, але деякі з них все ще перебувають у фазі дослідження.

Так, варто звернути увагу на інтерактивні методи моделювання проблем водних ресурсів WEAP21 [3-5], AQUATOOL, RIBASIM, MIKE-BASIN; програму для комплексного (динамічного) моделювання процесів та моделювання станцій очищення стічних вод: STOAT, WEST; європейські концептуальні моделі GREEN, MONERIS [6]; детерміновану модель SWAT [6-8]; SimEau, Water Net; статистичні та динамічні інструменти регіонального економічного моделювання: IMPLAN, REMI які можна використовувати одночасно з вищеназваними програмами для прогнозування населення і водокористування та ін. Слід зазначити, що Водна Рамкова директива в Європі стимулювала створення проекту HarmonIT Framework 5, який займається розробкою відкритого інтерфейсу з моделювання OpenMI (European Open Modelling Interface and Environment) для спрощення зв'язування імітаційних моделей, пов'язаних з водою. Його мета - підтримати виконання Рамкової директиви по воді. У разі успішного закінчення фази досліджень, це спростить зв'язок між моделями, пов'язаних з водою, моделювання взаємодії процесів що відбуваються у водних басейнах і полегшить менеджерам водозбірного басейну вивчення наслідків, що можуть виникнути у разі політичних дій [2, 3, 9].

У зв'язку з наступаючою загрозою водної кризи можливість управління та планування поведінкою водних ресурсів привертає все більшу увагу громадськості у нашій країні. Розподіл обмежених водних ресурсів для сільськогосподарського, комунального користування, поряд з вимогами навколишнього середовища тепер вимагає повного взаємного обліку наявності води, потреб у воді, якості та інших екологічних характеристик водних басейнів. Тому науковцям необхідно звернути увагу на комп'ютерну програму WEAP21 (Water Evaluation And Planning System), яка орієнтована на широке коло користувачів і використовує інтегрований підхід до управління та планування водних ресурсів. Програма розроблена Стокгольмським інститутом досліджень систем навколишнього середовища, сумісна з ГІС-системами. Її можна використовувати як базу даних – використовує данні та нормативи, які притаманні країні або регіону; як інструмент прогнозування, для імітації попиту на водні ресурси, постачання, потоки і зберігання, а також генерування забруднення, очищення і скидання, як інструмент аналізу економіки та політики, при оцінки спектру розвитку водних басейнів і варіантів управління (рис. 1).

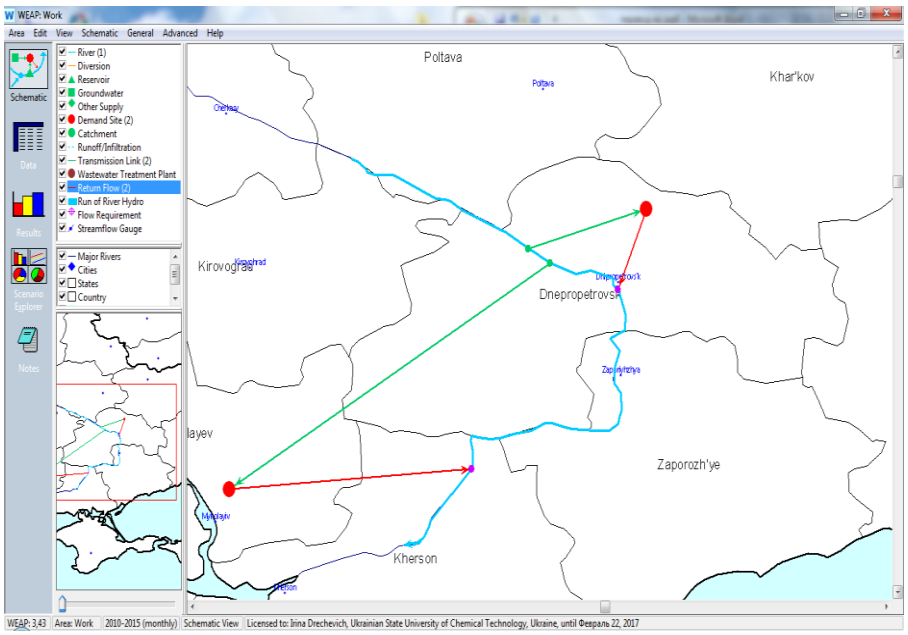


Рисунок 1 - Основний інтерфейс програми WEAP21, який є типовим для різноманітних моделей водних басейнів, який здатний імітувати будь-яку річкову систему, що розкрита у програмі WEAP21, за допомогою мережі вузлових зв’язків.

WEAP21 являє собою інтерактивну мапу де необхідно вибрати географічну область на карті світу, вказати водний басейн, який необхідний для моделювання чи прогнозування, також необхідно вказати мережу вузлів та потоків, які пов’язані з водним об’єктом, що досліджується. Кожному вузлу чи потоку необхідно вказати данні, і ці данні залежать не тільки від того, який цей вузол чи потік, а також від того, що користувач хоче отримати. Якщо цікаві часові залежності води, що протікає або зберігається в системі в результаті експлуатації резервуара і /або розподіл води, тоді необхідні дані про якість води, але не можна використовувати данні, що необхідні для моделювання поведінки водного басейну. Якщо потрібні вихідні дані про якість води, користувач може вибрати бажані різні складові якості води. Очевидно, що чим більше бажаних типів варіантів інформації просторових або часових, тим більше потрібно вхідних даних.

Особливо слід звернути увагу на можливості планування програми WEAP21. Планування дає можливість оцінити поточний стан водних ресурсів, а також конфлікти і пріоритети, пов'язані з їх використанням, сформулювати бачення, встановити цілі і завдання і, таким чином, зорієнтувати оперативне управління водним об’єктом.

Так WEAP21, подібно іншим програмам, як комп’ютерна оболонка управління водними ресурсами забезпечує інтерактивний та адаптивний спосіб визначення моделей або сценаріїв і введення даних. Як тільки модель водного басейну визначена, оболонка програми надає інтерфейс для введення і редагування вхідних даних, робочу модель і відображає вихідні дані у виді таблиць або графіків (рис. 2).

Завдяки такій гнучкій системі керування даними можна спрогнозувати різні сценарії поведінки водного басейну: вплив зростання населення на навантаження водного об'єкту; вплив зміни режимів роботи водозбірних басейнів; вплив впровадження водозберігаючих технологій; вплив зміни режиму надходження поверхневих вод в підземні водоносні горизонти; вплив жорсткості нормативних показників якості води; вплив застосування технологій багаторазового використання води; вплив змін, викликаних використанням передових технологій в системі іригації; вплив зміни сільськогосподарських культур, вплив зміни кліматичних умов на надходження і споживання води, вплив змін землекористування на річковий стік і т.п.

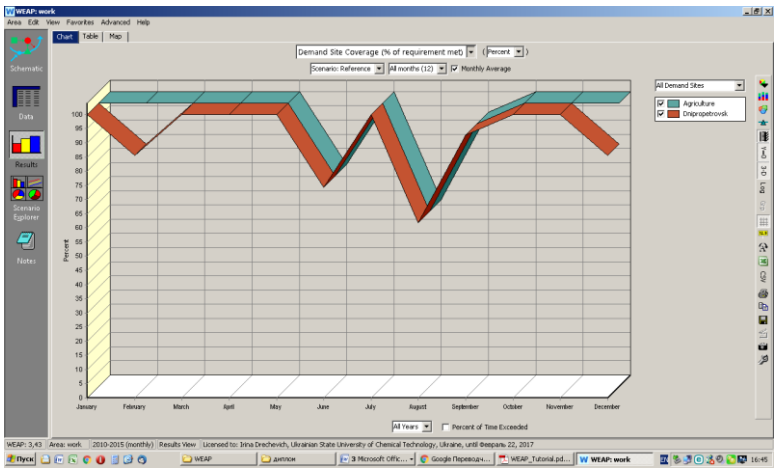


Рисунок 2 – Графічне представлення результатів розрахунків залежності кількості води у водоймищі (р. Дніпро) від місячної потреби води водокористувачів у місті Дніпро та для сільського господарства.

Інструменти імітаційного моделювання, які допомагають плануванню водних ресурсів стають все більш поширеними, особливо це спостерігається у розвинутих країнах. Тому за для запобігання водної кризи у нашій країні слід звернути увагу на комп'ютерну програму WEAP21, яка дозволить моделювати та планувати розподіл водних ресурсів в Україні. При підвищенні попиту на воду допоможе описати правила експлуатації водних басейнів. Допоможе побудувати складні моделі попиту на сільськогосподарські, муніципальні/промислові та екологічні вимоги у різноманітних просторових та часових масштабах.

Література

1. Цілі сталого розвитку ООН : веб-сайт. URL: https://www.un.org/sustainabledevelopment/ru/water-and-sanitation/ (дата звернення 05.09.2020).

2. Sustainable Development Goals: Ukraine, 2017. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy : веб-сайт. URL: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html. (дата звернення 01.09.2020)

3. Daniel P. Loucks, Eelco van Beek. Water Resource Systems Planning and Management an Introduction to Methods, Models, and Applications. Jointly published with Deltares and UNESCO-IHE. Library of Congress Control Number: 2016950366 DOI 10.1007/978-3-319-44234-1_1.

4. Yates, D., J. Sieber, et al. "WEAP21 – A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. Part1: Model Characteristics." International Water Resources Association. Water International. 2005. Vol. 30, № 4. P. 487–500.

5. Sieber, Jack. "WEAP Water Evaluation and Planning System". International Congress on Environmental Modelling and Software. WEAP Water Evaluation and Planning System. 2006. https://scholarsarchive.byu.edu/iemssconference/2006/all/170.

6. Malago A., Venhor M., Gericke A., Vigiak O., Bouraoui F., Grizzetti B., Kovacs A. Modelling nutrient pollution in the Danube River Basin: a comparative study of SWAT, MONERIS and GREEN models. Joint Research Centre technical reports, JRC99193. 2015. http//doi. org 10.2788/156278(on-line), 10.2788/419276 (print).

7. United States Environmental Protection Agency. Total Maximum Daily Loads Model Evaluation and Research Needs. 600/R-05/149. 2005.

8. Wellen C., Kamran-Disfani A.-R., Arhonditsis G.B. Evaluation of the current state of distributed watershed nutrient water quality modeling. Environ. Sci. Technol, 2015. Vol. 49. P. 3278−3290.

9. Roger V. Moore, C. Isabella Tindall. An overview of the Open Modelling Interface and environment (OpenMI). Environmental Science & Policy. 2005. Vol. 8(3). P279-286.DOI: 10.1016/j.envsci.2005.03.009, https://www.researchgate.net/publication/222370421.

ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ РІЧКИ ВЕЛИКИЙ ЯЛПУГ

П.С. Лозовіцький
м. Київ

POLLUTION OF WATER OF THE RIVER LARGE YALPUG

P. S. Lozovitskii
Kyiv

Приведено порівняльні результати хімічного складу й мінералізації води р. Великий Ялпуг за період 1947-2018 рр. Охарактеризовано результати екологічної оцінки якості води за критеріями забруднення компонентами сольового складу, еколого-санітарними показниками та умістом специфічних речовин токсичної дії. Розраховано індекс забруднення води та виконана загальна оцінка забруднення за всією множиною гідрохімічних показників.

The comparative results of the chemical composition and salinity of the river. Big Yalpug for the period 1947-2018 The results of the environmental assessment of water quality are characterized by the criteria of pollution by components of the salt composition, environmental and sanitary indicators and the content of specific substances of toxic action. The index of water pollution was calculated and a general assessment of the pollution was made.

Вступ. Ялпуг (Великий Ялпух) — річка, що бере початок біля верхньої окраїни с. Першотравневе Чимишлійського району Молдови, у верхів'ях тече горбистою Бессарабською височиною, з півночі на південь пересікає Буджацький степ і на території Одеської обл. України впадає в озеро Ялпуг біля м. Болград.

Мета досліджень: установити хімічний склад та мінералізацію води малої річки Великий Ялпуг – с. Табаки, стан забруднення та якість води за еколого-санітарними критеріями, специфічними речовинами токсичної дії, оцінити воду за іригаційними показниками.

Методи досліджень На основі результатів хімічних аналізів води, виконаних за методиками [2, 14], було складено банк даних [6-12, 15-15] за наступними показниками якості: вміст головних іонів (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, CO_3^{2-}, HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}), загальна мінералізація води, величина pH, вміст біогенних речовин ($N\text{-}NH_4^{+}$, $N\text{-}NO_2^{-}$, $N\text{-}NO_3^{-}$), загального азоту й фосфору, мінерального фосфору ($P\text{-}PO_4^{3+}$), зважених речовин, умісту кисню (O_2, мг/дм^3), біохімічне споживання кисню за 5 діб (БСК$_5$), вміст важких металів (Fe^{3+}, Cr^{3+}, Zn^{2+}, Cu^{2+}, Mn^{2+}, Cr^{6+}), фенолів, нафтопродуктів (НП), синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР), залишків деяких пестицидів. Паралельні статистичні ряди даних хімічних аналізів містили до 347 значень за 1946-2018 рр.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ І ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Мінералізація та хімічний склад води. Загальна мінералізація води річки змінювалася від 352,75 мг/дм^3 (26.08.1947) до 10337 (22.09.2009). Лише 7,94 % проб води річки мали мінералізацію менше 1000 мг/дм^3 (ГДК для водойм рибогосподарського призначення), 17,35 % – менше 1500 мг/дм^3 (ГДК для водойм питного водопостачання) і 69,08 % – менше 3000 мг/дм^3 (гранична межа придатності води для зрошення при її хімічній меліорації). Усе це свідчить, що мінералізація води в річці Великий Ялпуг має значно вищу мінералізацію, ніж вода оз. Ялпуг, яке є джерелом водопостачання м. Болграда.

Уміст кальцію (в середньому найменш вагомого катіона) у воді річки коливався від 24,4 (5.03.1972) до 394 (21.05.2012) мг/дм^3. Уміст кальцію в 27,1 % проб води перевищував ГДК для водойм рибогосподарського призначення (180 мг/дм^3) [13].

Концентрація магнію у воді річки Великий Ялпуг змінювалась від 8,3 (01.03.1970) до 516 (22.09.2009) мг/дм^3. При цьому, 89,9 % проб води мали значення Mg^{2+} вищими за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (40 мг/дм^3) і 84,55 % - за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення.

Уміст натрію (в середньому найбільш вагомого катіона) у воді річки коливався від 0,55 (26.08.1947) до 2472 (21.05.2012) мг/дм^3. В 95,6 % проб уміст

натрію перевищував ГДК для водойм рибогосподарського призначення (120 мг/дм^3), а в 88,0 % проб – ГДК для водойм господарсько-побутового призначення (200 мг/дм^3). Отже, уміст натрію у воді р. Великий Ялпуг значно вищий ніж у воді оз. Ялпуг і суттєво забруднює її й погіршує якість питної води у водозаборі м. Болграда.

Концентрація HCO_3^- (в середньому найменш вагомого аніона) у воді річки Великий Ялпуг змінювалась від 78,1 (05.03.1972 р.) до 1012,6 (28.01.1961 р.) мг/дм^3. Концентрація гідрокарбонатів у природній воді не лімітується.

Вода річки Великий Ялпуг дуже забруднена такими компонентами сольового складу, як сульфати й хлориди. Уміст SO_4^{2-} у воді річки змінювався від 25,95 (26.08.1947) до 2800 (22.09.2009) мг/дм^{3}При цьому 98,74 % проб води мають значення SO_4^{2-} вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (100 мг/дм^3) та 78,2 % проб – вищі за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення (500 мг/дм^3).

Концентрація хлоридів у воді річки за роки досліджень змінювалася від 60 (26.08.1947) до 3555 (22.09.2009) мг/дм^3.

Необхідно відмітити, що 72,9 % проб води річки мали уміст хлоридів вищий за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (300 мг/дм^3), а 43,85 % проб – вищі за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення (500 мг/дм^3).

Жорсткість води р. Великий Ялпуг змінювалась від 2,64 (5.03.1972 р.) до 62,77 (22.09.2009 р.) мг-екв/дм^3, при середньому значенні 23,3 мг-екв/дм^3. Вода річки є дуже жорсткою для тепловодопостачання (не більше 7 мг-екв/дм^3) [5].

Середня загальна мінералізація води річки за весь період досліджень 2629 мг/дм^3, а за 2011-2018 рр. – 3830 мг/дм^3 і за цим критерієм забруднення відноситься до 5 класу 7 категорії якості (табл. 1) [13].

Таблиця 1. Мінералізація та хімічний склад води р. Великий Ялпуг у часі, мг/дм^3

Інгредієнти	1947-1950	1960-1970	1971-1980	1981-1990	1993-2000	2001-2010	2011-2018
Ca^{2+}	94,19	127,32	155,97	163,08	105,45	177,97	191,40
Mg^{2+}	77,50	80,65	114,10	146,79	128,78	208,55	173,31
Na^+	403,58	234,55	459,37	695,93	530,99	870,83	865,68
K^+	-	-	9,55	13,03	15,11	15,00	14,78
$CO_3^{»-}$	0	1,32	0,33	3,63	1,79	4,81	2,45
HCO_3^-	315,36	363,05	415,05	374,74	448,93	390,31	452,82
SO_4^-	629,11	492,63	806,04	1285,55	743,30	1499,93	1483,54
Cl^-	317,10	229,60	434,56	604,42	523,74	869,81	829,82
Мінералізація	1836,84	1529,19	2387,22	3284,12	2486,11	4033,59	3996,56
pH, од.	7,47	7,74	7,95	8,18	8,19	8,36	8,11

За методикою екологічної оцінки [14] вода р. Великий Ялпуг у 1946 –2018 рр. за критерієм мінералізації належала до солонуватої β-мезогалинної 3, а в деякі періоди й 4 категорії якості [13].

За класифікацією Альокіна [1] вода річки у 2006-2014 рр. мала сульфатно-хлоридний натрієвий склад і належала до сульфатного класу натрієвої групи другого типу, що відповідає співвідношенню катіонів: $HCO_3 < Ca^{2+} + Mg^{2+} < HCO_3^- + SO_4^{2-}$. З роками, якість води в річці Великий Ялпуг погіршувалася, а її мінералізація поступово зростає за рахунок в першу чергу хлоридів, сульфатів, натрію та магнію. Середня мінералізація води річки в 1947-1950 рр. складала 1836,8 мг/дм^3, за 2001-2010 рр. - 4033,6 мг/дм^3, що в 2,2 рази перевищує мінералізацію води річки за 1947-1949 рр. Уміст хлоридів, сульфатів, натрію та магнію у воді річки за цей період зріс відповідно у 2,74, 2,38, 2,16 та 2,69 рази.

Оцінювання якості води за еколого-санітарними показниками. Уміст зважених речовин р. Великий Ялпуг змінювався від 14,9 (12.07.2009 р.) до 329,3 (24.02.1993 р.) мг/дм^3. За середньоарифметичним значенням умісту зважених часток (95,5 мг/дм^3) вода належала до 6-ї категорії якості (брудна).

В 91,92 % проб води мали вміст завислих речовин, вищий за граничний рівень 3 категорії якості (<20 мг/дм^3), в 47,8 % проб мали значення вищі граничного рівня 7 категорії якості (>100 мг/дм^3), тобто дуже брудні [13]. За середньоарифметичним умістом зважених речовин вода Великого Ялпугу в періоди 1961-1990, 2001-2005, 2007-2010 рр. відносилася до 6-тої категорії якості

(помірно забруднена); у 1993-2000, 2011-2018 рр. – до 7-ї категорії якості (дуже брудна, табл. 2) [143].

Уміст кисню у воді р. Великий Ялпуг коливався від 1,27 (4.06.1969 р.) до 23,5 (10.10.1964 р.) мгO_2/дм^3. За середньоарифметичним показником умісту кисню (8,54 мгO_2/дм^3) вода річки відноситься до 1 категорії якості. При цьому, 4,54 % проб води мали вміст кисню нижчий за 4 мг/дм^3 (7 категорія якості), а 19,2 % – нижчий за ГДК для водойм рибогосподарського призначення.

Величина pH води р. Великий Ялпуг за період досліджень змінювалась від 6,0 (30.11.1972 р.) до 9,2 (28.04.1988 р.). За середньозваженою величиною pH (8,05) вода річки належить до 3-ї категорії якості – середньо лужна [13]. Граничнодопустима величина pH для водойм рибогосподарського, господарсько-побутового, питного призначення 6,5-8,5 [5].

У воді річки концентрація азоту аміаку змінювалась від 0,042 (22.04.2013 р.) до 14,5 (21.03.2007 р.) мг/дм^3. За середньоарифметичними значеннями (0,846 мг/дм^3) вода річки належала до 5-ї категорії якості. Необхідно відмітити, що 70,55 % проб води річки мали значення N-NH_4 вищі за ГДК (0,39 мг/дм^3) для водойм рибогосподарського призначення й 74,6 % проб – значення, вищі за граничний рівень 3 категорії якості екологічної оцінки (0,3 мг/дм^3). Уміст азоту аміаку у воді річки зростав до 1990 р. Потім відмічали значне зниження його концентрації протягом 1993-2000 рр. І нове підвищення в 2001-2005 роках (табл. 2).

Концентрація N-NO_2 у воді р. Великий Ялпуг змінювалась від 0 (17.04.1949 р., 12. 09.2001 р. й ін.) до 3,0 мг/дм^3 (10.08.1968 р.). За середньоарифметичним показником (0,162 мг/дм^3) вода відносилася до 7-ої категорії якості (дуже брудна) □16□. Крім того, 97,5 % проб води річки мали значення NO_2 вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення й вищі за граничний рівень 3 категорії якості екологічної оцінки. Рівень забруднення води річки нітритним азотом за повторюваністю оцінено як характерний і дуже високий.

Таблиця 2. Вміст забруднюючих речовин у воді р. Великий Ялпуг у часі, мг/дм^3

Інгредієнти	1947-1950	1961-1970	1971-1980	1981-1990	1993-2000	2001-2005	2007-2010	2011-2018
pH, од.	7,47	7,74	7,95	8,06	8,18	8,19	8,36	8,11
Розчинений O_2	9,23	10,87	9,11	7,19	8,53	6,94	8,60	6,75
O_2, %, насич.		89,68	80,93	72,35	77,56	67,28	73,82	62,30
CO_2		22,05	12,78	7,42	5,57	7,37	8,96	8,57
Жорсткість	11,08	13,00	17,08	20,23	15,87	24,89	28,50	23,37
Прозорість		7,27	1,97	25,35	27,20			
Колірність	35,6	37,98	39,65	45,27	18,38	42,43	41,2	41,22
Зваж. реч.		85,4	68,74	88,52	104,73	82,46	63,96	122,18
ПО	7,26	8,25	11,11	10,88	5,36	6,77	10,41	9,60
БО	26,05	26,78	27,80	30,44	18,29	23,70	42,55	44,68
$БСК_5$			5,16	6,38	3,59	4,36	7,09	5,44
ХСК							86,48	95,89
NH_4	0,110	0,332	1,050	1,008	0,234	1,699	0,438	0,786
NO_3	0,166	1,805	4,083	7,346	1,050	7,193	12,59	9,388
Продовження таблиці 2								
NO_2	0,015	0,507	0,062	0,120	0,082	0,120	0,091	0,089
Фосфати	0,065	0,117	0,045	0,187	0,110	0,129	0,204	0,234
P, заг	-	-	0,082	0,262	0,177	0,264	0,414	0,323
Si	7,6	4,78	3,30	3,52	1,74	3,37	4,32	3,42
ІЗВ			3,35	3,26	2,46	3,94	2,31	3,00

Уміст азоту нітратного у воді річки за роки досліджень змінювався від 0,04 (17.11.1949 р.) до 32,8 мг/дм^3 (12.09.1980 р.). За середньозваженими значеннями вмісту азоту нітратного (4,463 мг/дм^3) вода річки відносилася до 7 категорії якості й була дуже брудною. Зауважу, що 14,3 % проб води річки мають значення N-NO_3 вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (9 мг/дм^3) [13]. Отже, забруднення води нітратним азотом є не стійким і середнім.

Уміст фосфатів у воді річки змінювався від 0 (17.04.1949 р., 14.06.1961 р. й

ін.) до 1,025 мг/дм^3 (21.04.2012 р.). За середньоарифметичним значенням умісту фосфатів (0,135 мг/дм^3) вода річки. відносилась до 5 категорії якості (помірно забруднена).

Уміст загального фосфору у воді річки Великий Ялпуг змінювався від 0,034 (18.04.2002 р.) до 1,53 (27.10.2010 р.) мг/дм^3. За середньоарифметичним значенням умісту загального фосфору (0,249 мг/дм^3) вода відносилася до 5 категорії якості.

Перманганатна окиснюваність, яка характеризує вміст у воді органічних і мінеральних речовин, що легко окислюються в певних умовах і відображає загальний уміст органіки. У воді річки Великий Ялпуг ***перманганатна окиснюваність*** змінювалася від 2,6 (10.02.1967) мгО/дм^3 до 25,6 (24.04.1968) мгО/дм^3 при середньоарифметичному значенні 8,19. При цьому 40,0 % проб води мали окиснюваність вищу за граничну межу 3 категорії якості (>8 мгО/дм^3).

За середньоарифметичним значенням ПО вода Великого Ялпугу в 1947-1950, 1993-2005 рр. відносилася до 3 категорії якості, у 1961-1970, 2011-2018 рр. – до 4; у 1971-1990, 2007-2010 рр. – до 5. .

Біхроматна окиснюваність у воді р. Великий Ялпуг коливалась від 5,4 (10.11.1994 р.) до 108,0 (18.02.2015 р.) мгО/дм^3 при середньоарифметичному значенні 25,11 мгО/дм^3. При цьому, 11,9 % проб води мали значення, БО нижчі за граничний рівень 1 категорії якості, 75,4 % – за граничний рівень 3 категорії якості (<25 мгО/дм^3) і 4,6 % проб – вищі за граничний рівень 7 категорії якості (>60 мгО/дм^3).

За середньоарифметичними показниками, БО вода в періоди: 1993-2005 рр. відносилася до 3 категорії якості, у 1947-1950, 1961-1980 рр. – до 4-ї, у 2007-2018 рр. – до 6-ї категорії якості (помірно забруднена, табл. 2).

Біологічне споживання кисню протягом п’яти діб для окислення органічних речовин, що містяться у воді річки в аеробних умовах змінювалось від 0,96 (15.07.1993 р., 9.11.1993 р.) до 12,9 (12.01.2016 р.) мгО/дм^3 (табл. 2).

Оцінка якості води за специфічними показниками токсичної дії. Уміст у природній воді річок нафтопродуктів, фенолів, СПАР, фторидів, ціанідів, пестицидів, важких металів та радіоактивності відносять до специфічних показників токсичної й радіаційної дії.

Уміст нафтопродуктів у воді змінювався від 0,008 (10.03.1987, 29.06.2009, 20.02.2011 р.) до 1,08 мг/дм^3 (28.06.2004 р.) при середньоарифметичному значенні 0,168 мг/дм^3 (5 категорія якості, табл. 3). ГДК нафтопродуктів у водоймах рибогосподарського призначення, внутрішніх морях України й гранична межа 3 категорії екологічної оцінки 0,05 мг/дм^3, а для водойм господарсько-побутового призначення – 0,3 мг/дм^3. При цьому, лише 9,7 % проб води за вмістом нафтопродуктів не перевищувала ГДК для водойм рибогосподарського призначення й такий самий відсоток проб перевищує значення 7 категорії якості..

Таблиця 3. Статистична характеристика забруднюючих речовин води річки Великий Ялпуг

Інгредієнти	Уміст, мг/дм^3					Коефіцієнт варіації, %
	Мінімальний	Максимальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
СПАР	0	0,68	0,046	0,021	0,125	0,043
Феноли	0,0005	0,010	0,0037	0,00032	0,0022	0,00064
НП	0,008	1,080	0,144	0,024	0,164	0,049
Fe, заг	0	1,620	0,241	0,017	0,258	0,033
F	0,28	0,68	0,47	0,010	0,087	0,021
Cu^{2+}	0	0,027	0,006	0,003	0,004	0,0008
Zn^{2+}	0	0,31	0,0139	0,002	0,027	0,005
Mn^{2+}	0,003	0,357	0,069	0,008	0,067	0,016
Ni^{2+}	0	0,330	0,027	0,007	0,056	0,014
Cr^{6+}	0	0,0095	0,0038	0,0002	0,0019	0,0004

Уміст фенолів у воді Великого Ялпугу змінювався від 0 (4,9 % проб) до 0,010 (8.07.1970 р.) мг/дм^3. ГДК фенолів у водоймах рибогосподарського

призначення, господарсько-побутового призначення й гранична межа 3 категорії екологічної оцінки 0,001 мг/дм^3. В 10,8 % проб уміст фенолів був нижчим ГДК. У жодній з проб води вміст фенолів не перевищував 7 категорії якості. Отже, забруднення води річки фенолами за повторюваністю є характерним (>50 % проб) середнім (максимальне перевищення ГДК в 10 разів) [13].

Уміст синтетичних поверхово-активних речовин у воді Великого Ялпугу змінювався від 0 (10,9 % проб) до 0,68 (22.09.2009 р.) мг/дм^3. ГДК для водойм рибогосподарського призначення 0,2 мг/дм^3. Уміст СПАР у 2,7 % проб води перевищував ГДК для водойм рибогосподарського призначення. Забруднення вод річки СПАР є одиночним з низьким рівнем.

Уміст фторидів у воді Великого Ялпугу змінювався від 0,28 (10.07.1987 р.) до 0,63 (29.06.2007 р.) мг/дм^3 і був присутнім у всіх пробах. За середніми показниками вмісту фторидів вода річки у період 1971-2010 рр. досліджень відносилась до 5 категорії якості (помірно забруднена), у 2011-2018 рр. – до 6.

Уміст міді у воді річки змінювався від 0 (19.11.1974 р., 6.02.1985 р., 23.12.1996 р., 5.04.2007 р., 21.12.2012 р.) до 0,027 мг/дм^3 (12.10.1977 р., 18.04.2008 р.). В 85,3 % проб води вміст міді був вищим за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (0,001 мг/дм^3), а 73,4 % проб – перевищували граничну межу 3 категорії екологічної оцінки, 11,2 % проб – перевищували граничний рівень 4 категорії якості. Загалом, забруднення води Великого Ялпугу Cu^{2+} є характерним з високим рівнем.

Цинк також виявлено у воді річки Великий Ялпуг у концентраціях від 0 (12.09.1983 р., 7.04.1986 р., 10.05.1995 р., 23.12.1996 р., 28.06.2004 р. й ін.) до 0,31 мг/дм^3 (27.10.2010 р.). В 39,46 % проб уміст цинку був вищим за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (>0,01 мг/дм^3), а 18,4 % проб мали значення, вищі за граничну межу 3 категорії екологічної оцінки (0,02 мг/дм^3). Забруднення води річки цинком оцінюється як стійке за повторюваністю з високим рівнем.

Уміст ***хрому*** шестивалентного у воді Великого Ялпугу змінювався від 0 (19.04.1978 р., 21.04.2012 р.) до 0,0095 мг/дм^3 (13.04.1998 р.). Середньоарифметичні значення вмісту хрому становили 0,036 мг/дм^3.

Уміст ***загального заліза*** у воді Великого Ялпугу змінювався від 0 (26.08.1947 р., 10.02.1967 р., 12.11.1986 р.) до 1,32 (18.02.1963 р.), 1,48 (5.04.1961 р.), 1,62 (7.10.1969 р.), 2,85 мг/дм^3 (1.04.1962 р.). Концентрацію заліза вищу за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (0,1 мг/дм^3) мали 72,9 % проб, вищу за ГДК для питного водопостачання (0,2 мг/дм^3) – 45,75 % проб, за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення (0,3 мг/дм^3) – 19,84 % проб води річки. Два відсотки проб води мали концентрацію заліза вищу за 1 мг/дм^3.

Уміст ***марганцю*** у воді Великого Ялпугу змінювався від 0,003 (18.02.2012 р.) до 0,357 мг/дм^3 (4.04.2004 р.) при середньому арифметичному значенні 0,069 мг/дм^3. Лише 7,2 % проб води мали значення $\boldsymbol{Mn^{2+}}$ нижчі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (0,01 мг/дм^3) і 11,6 % – вищі за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення (0,1 мг/дм^3). 50,7 % проб води річки мали концентрацію марганцю вищу за граничну межу 3 категорії екологічної оцінки (>0,05 мг/дм^3) – рівень забруднення води марганцем є характерним і високим [13].

Уміст нікелю у воді змінювався від 0 (16.08.1988 р.) до 0,33 (28.04.2013) мг/дм^3 при середньоарифметичному значенні за весь період досліджень 0,027 мг/дм^3. Концентрації нікелю вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення й значення вищі за межу 3 категорії екологічної оцінки води (>0,01 мг/дм^3) виявлено в 47,8 % проб. Це свідчить, що забруднення води річки нікелем є стійким за повторюваністю й високим за рівнем (перевищення ГДК в 33 рази [13].

Розрахунок ***індексу забруднення води*** (ІЗВ) проводиться за обмеженим числом інгредієнтів. Розрахунок ІЗВ, за обмеженим числом інгредієнтів мав значні коливання в часі за окремими пробами відбору. Так, найменший ІЗВ води Великого Ялпугу було зафіксовано 21.08.2008 р. зі значенням 1,04, а найбільший 3.06.1986 р. – 21,86. Середні значення індексу забруднення за період 1971-2018 рр. змінювалися в межах 2,46-4,86 (3,49), що відповідало 4 класу забруднення.

Необхідно відмітити, що в різні періоди досліджень вода річки містила різні види хлор- та фосфор похідних пестицидів. Найчастіше вода містила α-ГХЦГ (від 0 до 0,081 мг/дм^3), γ-ГХЦГ (від 0 до 0,147 мг/дм^3), ДДТ (від 0 до 0,027 мг/дм^3), ДДЄ (від 0 до 0,034 мг/дм^3), ГПХ (від 0 до 0,00008 мг/дм^3). трефлан (до 0,00001

мг/дм^3), гексахлоран (до 0,000002 мг/дм^3), ліндан (0,000001 мг/дм^3), гексахлорбензол та ін. Концентрації пестицидів α-ГХЦГ , γ-ГХЦГ, ДДТ, ДДЄ у більшості випадків були дуже високими, значно вищими ГДК.

Висновки.

Загальна мінералізація води річки змінювалася від 352,75 до 10337 мг/дм^3 при середній за весь період досліджень 2629 мг/дм^3, а за 2011-2018 рр. – 3830 мг/дм^3 і за цим критерієм забруднення відноситься до 5 класу 7 категорії якості.

За методикою екологічної оцінки вода р. Великий Ялпуг у 1946–2018 рр. за критерієм мінералізації належала до солонуватої β-мезогалинної 3, а в деякі періоди й 4 категорії якості.

За класифікацією Альокіна [1] вода річки мала сульфатно-хлоридний натрієвий склад і належала до сульфатного класу натрієвої групи другого типу, що відповідає співвідношенню катіонів: $HCO_3 < Ca^{2+} + Mg^{2+} < HCO_3^- + SO_4^{2-}$.

Води річки забруднена зваженими частками, нітратним, нітритним азотом, азотом аміаку, фосфатами, органічними речовинами. Рівень забруднення води нітритним азотом за повторюваністю – характерний, дуже високий, за нітратним азотом – не стійким і середнім, азотом аміаку – характерним і високим.

Забруднення води річки фенолами за повторюваністю є характерним і середнім. Забруднення вод річки СПАР є одиночним з низьким рівнем.

Вода річки забруднена важкими металами – загальним залізом, міддю, цинком, марганцем, нікелем.

Вода р. Великий Ялпуг за перевищенням ГДК значної кількості компонентів сольового складу (уміст сульфатів, хлоридів, натрію, загальна мінералізація, жорсткість), еколого-санітарних показників (завислі речовини, каламутність, забарвлення, амоній, нітрати, нітрити, ПО) та специфічних речовин токсичної дії (уміст фенолів, нафтопродуктів, марганцю) непридатна для водопостачання.

Стік річки Великий Ялпуг, який більшою частиною формується на території Молдови, забруднює воду північної частини озера Ялпуг, яке є єдиним джерелом водопостачання м. Болграда.

ПРИМІТКА*: Список літератури* спільний для двох статей і приведено далі у публікації «Формування стоку річки Великий Ялпуг».

ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ ДНІСТРА В НИЖНІЙ ТЕЧІЇ

П.С. Лозовіцький
Київ

EVALUATION OF DNISTER WATER QUALITY IN THE LOWER FLOW

P. S. Lozovitskii
Kyiv

Comparative results of chemical composition and water salinity in Dnister town are given for the periods of 1953-2016. The article presents the results of environmental assessment of water quality on criteria of components of the salt content pollution, environmental sanitation indexes and content of specific substances toxic effects. Index of water pollution was calculated and the overall assessment of pollution was made by the whole set of indicators.

Вступ. Довжина річки 1362 км, площа басейну 72,1 тис км^2. Пересічна витрата води 300 м^3/с, середньорічний стік близько 9,46 км^3. У нижній течії Дністер виходить на Причорноморську низовину, тут ширина її долини становить 16–22 км [4]. Швидкість течії (в межень) у гірських районах становить 0,3 – 2 м/с, у середній течії, в межах Дністровського каньйону, 0,5–1 м/с (у повноводдя — 1,5–2 м/с), у пониззі — до 0,7 м/с [12].

Заплава Дністра (в межах Верхньодністровської улоговини та в пониззі) розчленована багатьма старицями й протоками (наприклад рукав Турунчук),

гирло заросло очеретом (Дністровські плавні). Живлення Дністра – мішане, з переважанням снігового. Характерні весняна повінь і осінні дощові паводки.

Льодовий режим нестійкий [4].

Дністер протікає через густо заселену територію (наприклад, густота населення в Молдові –130 осіб на км²), у межах його басейну мешкає понад 10 млн осіб. Через це рівень антропогенного впливу на екосистему річки від витоків до гирла дуже високий. На берегах Дністра лежать такі промислові центри, як Тирасполь (182 тис. населення), Бендери (159 тис.), а також міста Новий Розділ з ВО «Сірка», Заліщики, Могилів-Подільський, Сороки, Кам'янка, Рибниця, Дубосари з населенням до 100 тис. осіб у кожному з них, але з погано функціонуючими очисними спорудами або без них.

Дуже важливим фактором стало аварійне забруднення річки, що відбулося у 1983 р. Прорив дамби накопичувача хімкобінату в Стебнику, що трапився 15 вересня 1983 р., призвів до викиду об'єму 4,5 млн м³ з концентрацією солей – 250 г/дм^3 Вже наступного дня забруднення досягло Дністра, а 27 вересня його прихід зафіксовано поблизу греблі ГЕС. Шар забруднення розташувався поблизу дна. Скид води в нижній б'єф здійснювався кілька місяців змішуванням забрудненої води з водою поверхневого шару. Наступного року для вилучення залишків солоної води застосовувалося відкачування її з використанням плавучої насосної станції. Наслідки цієї аварії мали відгомін ще протягом кількох років. Водночас можна з упевненістю сказати, що за відсутності Дністровського водосховища наслідки були б значно гіршими [4].

Результатом аварії стало те, що забрудненою виявилася практично вся річка. Навіть у гирлі спостерігалися суттєві зміни гідрохімічних характеристик. Зокрема, середня річна мінералізація води в м. Біляївці біла такою: 1984 р. – 855 мг/дм^3, 1985 р. – 644, 1986 р. – 618, 1987 р. – 591 мг/дм^3. Певна стабілізація щодо більшості гідрохімічних характеристик відбулася лише з 1988 р.

Води р. Дністер є джерелом зрошення Нижньодністровської (37 тис. га), Білгород-Дністровської, Маяко-Біляєвської зрошувальних систем. Загальна площа зрошення близько 70 тис га.

Мета досліджень: установити хімічний склад та мінералізацію води річки Дністер у нижній течії (банк даних сформовано за дослідженнями у м Оланешть, рукав Турунчук – с. Завертайлівка, Дністер - с. Маяки, Дністер – с. Біляївка), стан забруднення та якість води за еколого-санітарними критеріями, специфічними речовинами токсичної дії [13-15], оцінити воду за іригаційними показниками.

Методи досліджень На основі результатів хімічних аналізів води, виконаних за методиками [2, 16], було складено банк даних [5, 5-11] за наступними показниками якості: вміст головних іонів (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}, CO_3^{2-}, HCO_3^{-}, SO_4^{2-}, Cl^{-}), загальна мінералізація води, величина pH, вміст біогенних речовин ($N\text{-}NH_4^{+}$, $N\text{-}NO_2^{-}$, $N\text{-}NO_3^{-}$), загального азоту й фосфору, мінерального фосфору ($P\text{-}PO_4^{3+}$), зважених речовин, умісту кисню (O_2, мг/дм^3), біохімічне споживання кисню за 5 діб ($БСК_5$), вміст важких металів (Fe^{3+}, Cr^{3+}, Zn^{2+}, Cu^{2+}, Mn^{2+}, Cr^{6+}), фенолів, нафтопродуктів (НП), синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР), залишків деяких пестицидів. Паралельні статистичні ряди даних хімічних аналізів містили до 507 значень за 1953-2018 рр.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ І ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Хімічний склад води. Гідрохімічні показники води річки формуються під впливом комплексу природних та антропогенних чинників. До перших належать геофізичні особливості басейну, вимивання мінеральних речовин із гірських порід, ґрунтів, склад підземних вод. Певну роль відіграють і процеси у водосховищах. Другий фактор – це скиди стічних вод, змив із полів мінеральних та органічних добрив. Значний вплив на якість води мають аварійні ситуації на підприємствах хімічної промисловості у верхів'ях річки.

Вода р. Дністер характеризується середніми величинами мінералізації, помірно жорстка, слабо лужна (табл. 1).

З віддаленням від витоку дещо зростає загальна мінералізація, уміст гідрокарбонатів, магнію, калію й інших іонів. Домінуючими іонами є гідрокарбонатно-кальцієві [1].

Таблиця 1. Статистичний аналіз хімічного складу води Дністра

Показники	Середнє значення	Стан-дартна похибка	Станда-ртне відхилення	Міні-мальне значення	Макси-мальне значення	Рівень надійності (95%)
р. Дністер – м. Могилів-Подільський						
CO_3^{2-}, мг/дм^3	0,48	0,20	2,5	0	21,6	0,4
HCO_3^-, мг/дм^3	197,9	2,8	48,4	51,8	354,0	5,6
$Cl,^-$ мг/дм^3	45,9	1,8	32,6	9,2	449,7	3,6
SO_4^{2-}, мл/дм^3	67,9	2,5	44,6	6,9	384,0	4,9
Ca^{2+}, мг/дм^3	64,3	0,9	15,4	16,8	138,0	1,8
Mg^{2+}, мг/дм^3	14,8	0,5	8,5	1,2	66,7	0,9
Na^+, мг/дм^3	40,4	1,9	32,8	0	282,0	3,8
K^+, мг/дм^3	4,2	0,06	0,54	2,7	5,7	0,1
М., мг/дм^3	432,7	7,0	124,4	201,3	1162,3	13,7
pH	7,58	0,02	0,33	6,2	8,95	0,05
р. Дністер – на ділянці с. Олонешти – с. Маяки						
CO_3^{2-}, мг/дм^3	0,44	0,15	2,15	0	18,0	0,31
HCO_3^-, мг/дм^3	215,8	4,1	59,8	104,0	517,3	8,1
$Cl,^-$ мг/дм^3	44,5	1,6	22,7	1,9	147,9	3,1
SO_4^{2-}, мл/дм^3	85,6	2,6	37,6	14,0	234,9	5,1
Ca^{2+}, мг/дм^3	65,7	0,95	13,9	33,5	108,0	1,7
Mg^{2+}, мг/дм^3	19,4	0,59	8,6	0,3	51,0	1,2
Na^+, мг/дм^3	42,1	1,7	24,8	0,2	156,8	3,4
K^+, мг/дм^3	13,3	0,76	4,0	7,3	23,4	1,6
М., мг/дм^3	472,9	9,1	132,1	220,6	12000,2	17,9
pH	7,61	0,03	0,37	6,00	8,85	0,05

Загальна мінералізація води з березня по жовтень в останні 60 років на нижній ділянці (Дністер – с. Олонешти, рукав Турунчук – с. Завертайлівка), р. Дністер – с. Маяки змінювалася в межах 220-1200 мг/дм^3. Переважаючим аніоном є гідрокарбонат, вміст якого змінюється в межах 104-517 мг/дм^3, а середньоарифметична величина становить 54,8% від суми вмісту всіх аніонів. Вміст інших аніонів: SO_4^{2-} - 14-235 мг/дм^3, або 26,6%; Cl^- - 2-148 мг/дм^3, або 18,5%; CO_3^{2-} - 0-18 мг/дм^3, або 0,07 % (табл. 1). Переважаючим катіоном є кальцій - 34-108 мг/дм^3, або в середньому близько 51,7 % від вмісту всіх катіонів. Уміст натрію змінюється в межах 0,2-157 мг/дм^3, що становить 24,2%, магнію - 0,3-51 мг/дм^3, або 23,6 %, калію - 3,2-23,4 мг/дм^3, або 0,5 % від суми катіонів [11].

При порівнянні даних хімічного складу води 2000 р. з аналогічними даними отриманими в 1952-1954 р. Алмазовим А.М. виявлено збільшення загальної мінералізації на 200-240 мг/дм^3. У хімічному складі збільшився вміст Mg^{2+} з 24 до 29,5 %-екв, суми $Na^+ + K^+$ з 18 до 28,3 %-екв від суми катіонів. Концентрація Ca^{2+} зменшилася з 56 до 42,2 %-екв. У складі аніонів зріс вміст SO_4^{2-} з 22 до 28.9 , Cl^- - з 10,7 до 20,6 %-екв. Концентрація HCO_3^- зменшилася з 77,3 до 50,5 %-екв. Зміна головних іонів на ділянці м. Олонешти - с. Маяки кожні 10 років у табл. 2.

Таблиця 2. Уміст головних іонів і мінералізації води р. Дністер – м. Олонешти - с Маяки за різні періоди спостережень, мг/дм^3

Інгре-дієнти	1953-1960	1961-1970	1971-1980	1981-1990	1991-2000	2001-2010	2011-2016	1984	1985	1986	ГДК
CO_3^{2-}	0	0	0,38	1,73	1,11	0,68	1,24	0	1,38	2,3	
HCO_3^-	188,4	204,5	247,5	212,6	210,6	198,1	182,3	269,0	243,8	223,4	
SO_4^{2-}	63,1	70,3	111,4	122,4	94,6	91,8	139,0	258,3	155,8	134,7	100
Cl^-	31,9	35,0	59,0	78,2	58,6	48,9	44,6	92,9	86,0	86,8	300
Ca^{2+}	66,2	61,0	76,6	67,3	69,3	64,8	68,2	101,6	74,7	73,5	180
Mg^{2+}	14,2	16,3	25,8	27,6	23,2	21,3	25,5	40,2	32,2	27,8	40
$Na^+ + K^+$	25,3	35,6	57,4	65,9	43,3	39,6	41,9	84,9	66,8	61,1	120
K^+			5	11,5	8,1	6,2	7,8	12,7	15,7	13,4	
pH	7,8	7,5	7,67	7,88	7,96	7,96	8,06	7,24	7,61	8,02	6,5-8,5
M	383,8	422,7	573,4	562,5	491,2	458,3	493,6	846,9	659,3	607,2	1000

Оцінювання якості води за еколого-санітарними показниками. Вода Дністра в окремі періоди містить підвищені кількості біогенних речовин, фосфатів, нафтопродуктів (табл. 3).

Так уміст найбільш токсичного з сполук азоту – нітритів змінювався в нижній течії води Дністра від 0 до 2,6 мг/дм^3, що в найгіршому випадку перевищує рибогосподарське ГДК в 32,5 рази, а в середньому – у 1,56 рази. Загалом забруднення води нижнього Дністра нітритним азотом оцінюється з 1971 року як стійке, дуже брудне, що відповідає 7 категорії якості [13].

Уміст азоту аміаку у воді річки у деяких випадках перевищував рибогосподарське ГДК у 9-18 разів і досягав 9,4 мг/дм^3.

Навіть уміст нітратів у деяких випадках перевищував ГДК і складав 0-45,76 мг/дм^3, при ГДК 40 мг/дм^3. Навіть середнє значення його умісту у воді річки у с. Маяки за 1953-1918 роки складає 4,975 мг/дм^3, що відповідає 7 категорії якості.

Розрахований індекс забруднення води р. Дністер – с. Маяки за 1981-2016 роки змінювався від 0,61 до 22,54 одиниць при середньому значенні 2,52, що відповідає 4 категорії якості – забруднена [14].

Оцінювання якості води за специфічними речовинами токсичної дії. Уміст у природній воді нафтопродуктів, фенолів, СПАР, фторидів, ціанідів, пестицидів, важких металів та радіоактивності відноситься до специфічних показників токсичної й радіаційної дії. Вода Дністра часто містить підвищені кількості важких металів (залізо загальне, мідь, цинк, марганець, хром, нікель, свинець, кадмій, кобальт), фторидів, синтетичні поверхнево-активні речовини, залишки пестицидів і інших токсичних речовин (табл. 4).

Таблиця 3. Статистичні характеристики кількісної й якісної мінливості трофо-сапробіологічних показників у воді нижньої течії р. Дністер, мг/дм^3

Інгредієнти	Уміст, мг/дм^3								
	Середній	Мініма-льний	Макси-мальний	1971-1980	1981-1990	1991-2000	2001-2010	2011-2016	ГДК
pH	7,61	6,00	8,85	7,67	7,78	7,92	7,96	8,06	
CO_2	13,85	0,70	52,80	16,17	8,07	7,59	5,76	6,19	
NO_2	0,125	0	2,600	0,18	0,155	0,184	0,105	0,101	3,3
NO_3	4,975	0	45,760	1,78	2,500	5,426	8,506	5,581	45,0
NH_4	0,405	0	9,40	0,83	0,806	0,180	0,436	0,265	2,00
Фосфати	0,152	0	1,750	0,066	0,107	0,208	0,219	0,228	3,5
P, загальний	0,211	0,012	2,000	0,083	0,167	0,255	0,298	0,303	
O_2	11,11	3,2	26,1	9,58	10,12	9,66	10,12	7,68	4,00
O_2, % насич	98,3	31,0	211	85,9	88,7	84,6	85,9	70,1	
Кольоровість	22,0	6,0	160,0	22,7	13,0	16,8	18,7	24,2	
Прозорість	6,17	1	67	25,5	26,0	20,7	30,4	30,0	
Зваж. речов.	84,89	2,00	579,00	102,4	811	41,8	52,52	51,89	25,0
Жорсткість	4,88	2,56	8,91	5,63	6,08	5,38	4,24	5,33	7,0
Si	3,87	0	11,8	3,77	5,22	4,71	4,62	4,90	
ПО	5,22	0,3	25,7	5,11	4,50	4,36	4,23	4,71	10,0
БО	16,78	3,8	58,4	18,5	22,92	22,8	28,64	25,4	15,0
$БСК_5$	3,03	1,30	13,1	4,14	3,05	2,46	3,68	2,78	3,0
ІЗВ	2,52	0,61	22,54	3,04	2,85	2,89	2,33	2,14	

За вмістом заліза загального вода нижнього Дністра належить до 4-ої категорії якості, міді – 4-6, цинку – 2-5, марганцю – 5-6, свинцю – 1-2, хрому загального – 3-4, нікелю – 4-5.

Таблиця 4. Статистичні характеристики кількісної й якісної токсичної дії специфічних речовин у воді нижньої течії р. Дністер, мг/дм^3

Інгредієнти	Уміст, мг/дм^3									
	Середній	Мініма-льний	Макси-мальний	1961-1970	1971-1980	1981-1990	1991-2000	2001-2010	2010-2016	ГДК
F	0,310	0,24	0,46	0,28	0,34	0,29	0,32	0,31	0,33	
Cu^{2+}	0,0068	0	0,0280	0,003	0,0058	0,0083	0,0109	0,0359	0,0161	0,01
Zn^{2+}	0,0144	0	0,123	0,0108	0,0134	0,0186	0,0564	0,0278	0,0341	
Fe^{3+}	0,242	0	4,0	0,40	0,22	0,15	0,16	0,20	0,20	0,1
Cr, аг.	0,0129	0,001	0,062	-	,0183	-	-	0,0077	0,0120	
Cr^{6+}	0,0063	0	0,0170	-	-	0,0037	0,0071	0,0064	0,0102	0,001
Mn^{2+}	0,6404	0	0,640	-	0,038	0,063	0,087	0,0445	0,0693	0,01
Ni^{2+}	0,0094	0	0,0240	-	0,017	0,0169	0,0185	0,0064	0,0085	0,01
Pb	0,0067	0	0,0200	-	0,001	0,0015	0,0017	0,0031	0,0031	0,1
Cd	0,00068	0	0,0018	-	0,0005	-	0,00047	0,00073	0,00078	0,005
Co	0,010	0	0,023	-	0,009	0,0103	0,0203	0,0092	0,0077	
Феноли	0	0	0,036	-	0,0066	0,0032	0,0030	0,0027	0,0028	0,001
СПАР	0,0479	0	0,170	-	0,079	0,032	0,057	0,084	0,030	0,2
НП	0,1167	0	0,72	-	0,22	0,14	0,11	0,110	0,107	0,05
ІЗВ	2,52	0,61	22,54		3,04	2,85	2,89	2,33	2,14	
^{137}Cs, Бк/л	0,1	0,1	0,1							
^{90}Sr, Бк/л	0,03	0,03	0,03							

Уміст фтори дів у воді Дністра відповідає 5 категорії якості, нафтопродуктів – 5-6, СПАР – 4-5, фенолів – 5-6.

Згідно аналізу багаторічної часової динаміки середньорічних значень індексів блоку специфічних речовин води токсичної дії (I_3) річкові води басейну Дністра характеризувалися переважно 4-ою категорією III класу якості вод (“задовільні” за станом, “забруднені” за ступенем чистоти).

У воді р. Дністер вміст нікелю, кобальту, свинцю та кадмію перевищував фонові показники у 8, 1,5, 12 та 2 рази відповідно

За показниками іригаційної оцінки [3, 6] вода р. Дністер відноситься до придатної для зрошення, яка не потребує поліпшення хімічного складу. Так, співвідношення у воді Na^+/Ca^{2+} складає 0,53-0,81, $Na^+/Ca^{2+}+Mg^{2+}$ - 0,25-0,50, $Na^+ + K^+/Ca^{2+}+Mg^{2+}+Na^++K^+$ - 0,22-0,34, $Mg^{2+}/Ca^{2+}+Mg^{2+}$ - 0,28-0,51, величина SAR - 1,0-1,62 (табл. 5) [3, 6].

Таблиця 5. Статистичні характеристики кількісної і якісної мінливості іригаційних показників води р. Дністер, мг-екв/дм^3

Інгредієнти	Уміст, мг/дм^3					Рівень надійності, 95,0 %
	Середній	Станд. похибка	Станд. відхилення	Мініма-льний	Макси-мальний	
pH	7,61	0,03	0,37	6,00	8,85	0,05
Na^+/Ca^{2+}	0,52	0,02	0,31	0	2,48	0,04
$Na^+/Ca^{2+}+Mg^{2+}$	0,34	0,02	0,19	0	1,57	0,03
Сума $I/Ca^{2+}+Mg^{2+}$	2,70	0,02	0,36	1,91	4,25	0,05
$(Mg^{2+}/Ca^{2+}+Mg^{2+})$ x100	31,64	0,6	9,28	2,26	61,41	1,26
SAR	1,52	0,06	0,84	0	6,27	0,11
$HCO_3^-Ca^{2+}$	0,25	0,05	0,74	2,05	5,03	0,10
Na^+/Сума	24,2	0,66	9,60	0	61,1	1,3

катіонів						
HCO_3^-, мг-евв/дм^3	3,54	0,067	0,98	1,70	8,48	0,13
CO_3^{2-}, мг-евв/дм^3	0,01	0,003	0,042	0	0,3	0,007
Cl^-, мг-евв/дм^3	1,256	0,044	0,640	0,053	4,172	0,086

Висновки

За екологічним критерієм мінералізації вода Дністра у нижній течії у 1953-1970, 1991-2017 рр. відносилася до прісної гіпогалинної 1 класу 1 категорії якості, у 1971-1990 рр. – до олігогалинної 2 категорії якості.

За забрудненням сульфатами вода нижнього Дністра у 1953-1971 рр. відносилася до 1 класу 2 категорії якості, у 1991-2010 рр. – до 3, у 1971-1990, 2011-2016 – до 4, у 1985, 1986 – до 5, у 1984 – 6 категорії якості

За концентрацією хлоридів вода нижнього Дністра у 1953-1980,1991-2016 рр. відносилася до 3 категорії якості, у 1981-1990 рр. – до 4, у 1985 р. – 5, у – 1984 р – до 6 категорії якості.

За критеріями іонного складу вода у всі періоди досліджень відносилася до гідрокарбонатного класу, кальцієвої групи другого типу, що відповідає співвідношенню: $HCO_3^- \leq Ca^{2+}+Mg^{2+} \leq HCO_3^-+SO_4^{2+}$ [1].

За усередненою реакцією водного середовища вода Нижнього Дністра (7,58) відноситься до слабо лужної.

Зареєстровано випадки зниження умісту кисню у воді нижче 4 мгO_2/дм^3 27.01.1971, 1.09.1992, 9.07.1996, 30.06.2016 р. й інші випадки, що вели до катастрофічних екологічних наслідків, у тому числі й замору риби.

Прозорість води у Дністрі в останні 20 років дещо більша 30 см, що відповідає 6 категорії якості – брудна.

За середньозваженим показником вмісту завислих речовин (84,89 мг/дм^3) вода річки відноситься до 6 категорії якості – брудна.

Рівень забруднення води азотом аміаку за повторюваністю оцінюється як стійкий (перевищення ГДК в 30-50 % проб) і високий (є випадки перевищення ГДК більш ніж у 10 разів), нітритами – за повторюваністю одиничний (перевищення ГДК менше 10 % проб), а за рівнем – високий, розчиненим мінеральним фосфором - стійкий і середній.

Вода нижнього Дністра за перманганатною окиснюваність в останні 20 років досить чиста (2 к. я.) по відношенню до легко окиснюваних органічних речовин, а також частково, гумусних сполук, за біхроматною окиснюваністю – слабко забруднена легко- й важко окиснюваними органічними речовинами.

Забруднення води органічними речовинами, які окислюються в аеробних умовах (за БСК$_5$) є помірним та стійкий (4 к. я.).

За вмістом заліза загального вода нижнього Дністра належить до 4-ої категорії якості, міді – 4-6, цинку – 2-5, марганцю – 5-6, свинцю – 1-2, хрому загального – 3-4, нікелю – 4-5.

Уміст фтори дів у воді Дністра відповідає 5 категорії якості, нафтопродуктів – 5-6, СПАР – 4-5, фенолів – 5-6.

За виконаним розрахунком індексу забруднення, вода Дністра (2,52), відповідає 4 категорії якості (забруднена) за трофо-сапробіологічними показниками.

За показниками іригаційної оцінки [3, 6] вода р. Дністер відноситься до придатної для зрошення, яка не потребує поліпшення хімічного складу.

Література

1. *Алёкин О.А. К вопросу о химической классификации природных вод [Текст] / О.А. Алёкин // Вопросы гидротехники / О.А. Алёкин //Ленинград: Гидрометиздат, 1946. – 240 с.*
2. *Аринушкина Э.В. Руководство по химическому анализу почв. [Текст] / Э.В. Аринушкина, Изд. 2-ое, переработанное и дополненное. М. :Изд-во МГУ, 1970. - 630 с.*
3. *Буданов М.Ф. Система и состав контроля за качеством природных и*

сточных вод при использовании их для орошения [Текст]. / М.Ф. Буданов // Киев. : Урожай, 1970. - 48 с.
4. *Гідроекосистема гирлової області р. Дністер / [О. М. Килимник та ін.] ; Одес. держ. екол. ун-т. — Одеса: Поліграф, 2013. — 319 с.*
5. *Гидрохимический бюллетень. Материалы наблюдений за загрязненностью поверхностных вод на территории Украинской ССР. [Текст] Ежеквартальные выпуски. 1967-1980 гг. Киевская гидрометеорологическая обсерватория.*
6. *Державний стандарт України. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. ДСТУ 2730-94. [Текст] Введений з 1.01.1995 р. 14 с.*
7. *Державні санітарні норми та правила. "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10). [Текст] Київ. 2010. 42 с.*
8. *Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. 1985 год. Т. 9. Молдавская ССР. Кишинев. 1986. – 116 с.*
9. *Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. 1986 год. Т. 9. Молдавская ССР. Кишинев. 1987. – 92 с.*
10. *Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. 1989 год. Т. 9. Молдавская ССР. Кишинев. 1990. – 78 с.*
11. *Лозовіцький П.С. Гідрохімічна характеристика і іригаційна оцінка води основних джерел зрошення півдня України / П.С. Лозовіцький // Меліорація і водне господарство, К, 1997. Вип. 84, С. 71-83.*
12. *Лозовіцький П.С. Забезпечені витрати води та водні ресурси Верхнього Дністра // 16[a] Міжнародна науково-практична конференція «Ресурси природних вод Карпатського регіону». Проблеми охорони та раціонального використання. 25-26 травня 2017 р. / [Текст] / П.С. Лозовіцький, О.О. Косовець, О.О. Косовець-Скавронська. Збірник наукових статей. – Львів: Національний університет «Львівська політехніка», 2017. – С. 115-119*
13. *Романенко В.Д. Методика оцінки екологічної якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д.Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.*
14. *Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод: Підручник / С. І. Сніжко // К.: Ніка-Центр, 2001. – 264 с.*
15. *Таубе П.Р. Химия и микробиология воды [Текст] / П.Р. Таубе, А.Г. Баранова // М.: Высш. шк., 1983. – 280с.*
16. *Унифицированные методы анализа вод СССР. [Текст] – Л.: Гидрометеоиздат, 1978. – 144 с.*

ВИМОГИ ДО ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ В УКРАЇНІ ТА ПОЛЬЩІ

О.О. Мацієвська
Національний університет "Львівська політехніка", Львів

REQUIREMENTS FOR DRINKING WATER QUALITY IN UKRAINE AND POLAND

O.O. Matsiyevska
Lviv Polytechnic National University, Lviv

Ukrainian requirements for drinking water are harmonized with European regulations. Of the 11 indicators of epidemic safety listed in Ukrainian standards, 4 microbiological indicators correspond to European, in particular Polish. One indicator – Clostridium perfringens (including spores) – is missing in the Ukrainian normative document. The total number of sanitary and chemical indicators of drinking water safety in Ukraine is 66 indicators. From them: correspond to the standard indicators accepted in Poland and the EU countries – 27 indicators; are stricter than the normative indicators adopted in Poland and the EU countries – 6 indicators; exceed the values of normative indicators in Poland and EU countries – 9 indicators.

У 2014 р. Україна підписала Угоду про асоціацію з Європейським Союзом. Цей документ зобов'язує Україну запроваджувати європейські стандарти у різних сферах господарської діяльності, зокрема із забезпечення якості питної води до нормативів ЄС.

Одним з таких документів є Водна рамкова директива ЄС [2]. У зазначеній Директиві [2] встановлено головні положення щодо досягнення країнами ЄС відповідної якості води, зокрема питної [3].

Головне завдання Директиви [3] – захист здоров'я людини шляхом забезпечення її водою відповідної якості, а також гарантування такої якості встановленням науково обґрунтованих значень показників.

У Польщі, як європейської країни, що межує з Україною, нормативний документ щодо вимог, що ставляться до питної води, був запроваджений Розпорядженням Міністра здоров'я у 2007 р.

Наказом МОЗ України від 12 травня 2010 р. № 400 затверджено нормативний документ, що стосується показників якості питної води [4]. Цей документ вступив в силу 16 липня 2010 р. Прийняття цього наказу свідчило про гармонізацію українських показників якості питної води з європейськими. У Наказі [4], під час його затвердження, було зазначено про поетапне ведення нормативів: I етап – з липня 2010 р.; II етап – з 01.01.2015 р., III етап – з 01.01.2020 р.

Повне впровадження та застосування на водопровідно-каналізаційних підприємствах України норм [4] вимагає значних коштів. Тому актуальним напрямом наукових досліджень є порівняння вимог до якості питної води в Україні та європейських країнах.

Дія норм [4] розповсюджується на воду:

- водопровідну, з пунктів розливу та бюветів;
- з колодязів та каптажів джерел;
- фасовану.

При цьому є чітке розмежування значень показників якості води для цих категорій.

Вимоги, зазначені у [1], стосуються води:

- водопровідної;
- з окремих водозаборів, що забезпечують водою понад 50 осіб або обсягом понад 10 $м^3$ води;
- з окремих водозаборів, незалежно від кількості, якщо вона використовується для комерційної чи громадської діяльності;
- з цистерн або резервуарів;
- з резервуарів для зберігання в наземних, повітряних або водних транспортних засобах;
- фасованої.

Вимоги, зазначені у [3], стосуються води:

- водопровідної;
- з цистерн або резервуарів;
- фасованої;
- для підприємств харчової промисловості.

Показники якості води, наведені в [1, 3, 4] можна поділити на 3 групи: епідемічної безпеки, санітарно-хімічні та радіаційні.

Порівняння показників *<u>епідемічної безпеки</u>* питної води свідчить, що з 11 показників епідемічної безпеки, що наведені в українських нормах, 4 мікробіологічні показники відповідають європейським, зокрема польським. Один показник – *Clostridium perfringens (включно зі спорами)* – відсутній в українському нормативному документі.

Порівняння *<u>санітарно-хімічних показників</u>* безпечності та якості питної води свідчить, що загальна кількість санітарно-хімічних показників безпеки питної води в Україні – 66 показників. З них:

- відповідають нормативним показникам, прийнятим у Польщі та країнах ЄС – 27 показників. Зокрема, органолептичні – 3 показники; фізико-хімічні – 4 показники; санітарно-токсикологічні – 20 показників;

– є суворішими за нормативні показники, прийняті в Польщі та країнах ЄС – 6 показників. Зокрема, фізико-хімічні – 2 показники; санітарно-токсикологічні – 4 показники;
– перевищують значення нормативних показників в Польщі та країнах ЄС – 9 показників. Зокрема, органолептичні – 1 показник; фізико-хімічні – 3 показники; санітарно-токсикологічні – 5 показників.

Порівняння показників *радіаційні безпечності* питної води свідчить, що радіаційна безпечність питної води в Україні та Польщі визначається за різними показниками і методиками.

Література

1. Rozporządzenie Ministra zdrowia z dnia 29 marca 2007 r. w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. – Режим доступу: http://prawo.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20070610417/O/D20070417.pdf.

2. Директива 2000/60/ЄС Європейського парламенту та Ради "Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики" від 23 жовтня 2000 року.

3. Директива Ради 98/83/ЄС від 3 листопада 1998 року про якість води, призначеної для споживання людиною. – Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_963.

4. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Затверджені наказом Міністерства охорони здоров'я України від 12.05.2010 р., №400. – Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10.

ВОДА ТА ГЛОБАЛЬНІ ТЕХНОЛОГІЧНІ ТЕНДЕНЦІЇ ЩОДО ЇЇ ОЧИЩЕННЯ

Паладченко О.Ф.

Український інститут науково-технічної експертизи та інформації, м. Київ

WATER AND GLOBAL TECHNOLOGICAL TRENDS IN ITS PURIFICATION

O. Paladchenko

Ukrainian institute for scientific and technical expertise and information, Kyiv

Резюме. Забезпечення доступності та сталого управління водними ресурсами є однією з глобальних Цілей сталого розвитку (ЦСР 6). Україна також має зобов'язання щодо досягнення зазначеної цілі, за якою визначено відповідні національні завдання. Метою дослідження є виявлення глобальних тенденцій щодо очищення води для можливого їх врахування при реалізації національних завдань ЦСР 6 щодо забезпечення постачання безпечної питної води в Україні. За результатами проведеної Українським інститутом науково-технічної експертизи та інформації науково-дослідної роботи виявлено інноваційні технології та досліджено глобальні тенденції щодо опріснення солоної води і очищення води та стічних вод.

Resume. Ensuring the availability and sustainable management of water resources is one of the global Sustainable Development Goals (SDG 6). Ukraine also has a commitment to this goal, which sets the appropriate national targets. The purpose of the study is to identify global trends in water treatment for possible consideration in the implementation of national objectives of the CSW 6 to ensure the supply of quality drinking water in Ukraine. According to the results of the Ukrainian institute for scientific and technical expertise and information of research work, innovative technologies were identified and global trends in desalination of salt water and purification of water and wastewater were studied.

Вступ

Вода є одним із найбільш важливих природних ресурсів для підтримки життя. Попит на воду постійно зростає внаслідок швидкої урбанізації, зростання

економічного розвитку та збільшення промислової діяльності, що збільшує рівень забруднення води. Внаслідок масового використання хімічних речовин, значних потоків відходів і посилення впливу зміни клімату та інших факторів виникають екологічні проблеми, які негативно впливають як загалом на навколишнє природне середовище, так і на стан якості води.

З метою подолання екологічних проблем на глобальному рівні передбачено досягнення Цілей Сталого Розвитку (ЦСР), які були затверджені на Саміті Організації Об'єднаних Націй зі сталого розвитку у 2015 році, зокрема, у сфері води - ЦСР 6 «Забезпечення доступності та сталого управління водними ресурсами та санітарією» [1]. Україна також має зобов'язання щодо досягнення зазначеної цілі, за якою визначено відповідні національні завдання, серед яких завдання 6.1 «Забезпечити доступність якісних послуг з постачання безпечної питної води, будівництво та реконструкцію систем централізованого питного водопостачання із застосуванням новітніх технологій та обладнання» [2].

Метою проведеного Українським інститутом науково-технічної експертизи та інформації наукового дослідження є виявлення глобальних тенденцій щодо очищення води для можливого їх врахування при реалізації національних завдань ЦСР 6 щодо забезпечення постачання безпечної питної води в Україні.

Як свідчить світовий досвід, у розвинених країнах активно використовуються та вдосконалюються інноваційні технології, які дають можливість покращити ситуацію у сфері використання води та стримувати її погіршення, і за прогнозом, їхнє застосування буде зростати на світовому рівні, тобто, такі технології мають глобальну тенденцію до використання.

1. Технологічні тенденції опріснення солоної води

Водні ресурси майже всі розподілені в морях і океанах у вигляді солоної води, яка не підходить для використання у промисловості та побутовому секторі.

Для забезпечення чистою водою економічних галузей та заощадження басейну прісної води застосовуються технології опріснення солоної води, серед яких лідером є технологія зворотного осмосу (RO) морської, солонуватої та річкової води з часткою на глобальному ринку понад 58 % та очікуваним середньорічним зростанням 9,2 % упродовж 2017-2025 років завдяки підвищеній ефективності та можливості споживати менше енергії. Провідними регіонами щодо попиту на технології для опріснення води є Близький Схід і Африка та Азіатсько-Тихоокеанський регіон з часткою більше 40 % світового попиту. Серед країн одним із найбільших виробників води, очищеної від сольового розчину, є Саудівська Аравія, за якою йдуть США та ОАЕ. Ключовими країнами для зростання в найближчі роки є Іспанія, Китай, Австралія та Індія. Також очікується значне зростання попиту на технологію в країнах Південної Америки, незважаючи на те, що регіон має багаті джерела свіжої води, але відсутність ефективних каналів розподілу призводить до її дефіциту [3].

Інноваційною є запропонована вченими Австралії нова технологія опріснення морської води із застосуванням пористих матеріалів, яка не вимагає складних хімічних процесів очищення і працює на сонячній енергії. Для очищення води використовуються нові адсорбенти - металорганічні гібридні матеріали із надзвичайно пористою структурою, які поглинають сіль і забруднюючі частинки в морській і солоній воді. Порівняно із технологією зворотного осмосу, нова технологія опріснення використовує менше енергії та не потребує застосування хімічних речовин при очищенні мембрани та дехлорування.

Тобто, нова технологія опріснення солоної води на основі металорганічних гібридних матеріалів за рахунок використання сонячного світла для регенерації забезпечує енергоефективне та екологічно стійке рішення для отримання чистої води, і, як очікується, матиме широке застосування на глобальному рівні [4].

2. Технологічні тенденції очищення води та стічних вод

Велика частина технічної води, споживчої води для котлів і промивної води надходить з озер, річок і системи підземних вод, яка також потребує очищення. Для видалення забруднюючих речовин із джерел прісної води перед використанням необхідні складні технології та обладнання для очищення промислової води і процедури фільтрації та відповідні хімічні продукти, щоб задовольнити постійно зростаючий попит та забезпечення безпеки споживачів.

У 2018 році серед технологічних процесів очищення води лідером був напрям третинного очищення з часткою на глобальному ринку 43,2 %. Ключовими технологіями третинного очищення є нанофільтрація, зворотний осмос, мембранні біореактори, мікрофільтрація та дезінфекція.

Лідером на ринку був сегмент обладнання мембранного поділу з обсягом 6,16 млрд. дол. США, який, за прогнозом, зростатиме завдяки підвищенню поінформованості про важливість нанофільтрації та зворотного осмосу для застосування в сегменті очистки стічних вод. Переважну частку на ринку (72,8 %) мав промисловий сектор і очікується, що до 2025 року він досягне 28,13 млрд. дол. США. Муніципальний сектор також зростатиме завдяки значному попиту в країнах, що розвиваються, зокрема, Бразилії, Китаї, Індії, Туреччині та Саудівській Аравії [5].

Очищення води та стічних вод здійснюється із застосуванням мембран, мембранних біореакторів, фільтрів. Серед мембран найбільше використовуються гідроізоляційні мембрани, глобальний ринок яких у 2018 році становив 21,50 млрд. дол. США і, за прогнозами, його середньорічний темп зростання (CAGR) становитиме 8,8 % до 2025 року. За видом на світовому ринку домінували рідкі мембрани у 2018 році з часткою 62,6 % завдяки їх високій ефективності та низькій вартості у порівнянні з листовими мембранами. Лідируючу позицію на ринку гідроізоляційних мембран займає Європа з часткою доходу 36,5 % у 2018 році із тенденцією до зростання до 2025 року. Прогнозується, що у період з 2019 по 2025 рр. середньорічне зростання 6,9 % матимуть ринки гідроізоляційних мембран Центральної та Південної Америки. Очікується, що світовий ринок загалом матиме середньорічне зростання 6,7 % за прогнозний період до 2025 року [6]. Крім гідроізоляційних, також очікується значне зростання попиту на ринку нанофільтраційних мембран, який, за прогнозами, досягне 954,65 млн. дол. США завдяки середньорічному темпу зростання 5,4 % з 2018 по 2025 рр. сегменту ультрафільтраційних мембран [7].

Глобальну тенденцію щодо використання із значним зростанням має також мембранний біореактор, який, порівняно з іншими мембранами, є екологічно чистим і економічним способом очищенням стічних вод. Зокрема, занурений біореактор матиме щорічне зростання 18,8 % з 2017 по 2025 рр. внаслідок його низького рівня споживання енергії, високої ефективності біодеградації і низького рівня забруднення у порівнянні з біореакторами мембранного бічного потоку. Очікується широке використання мембранного біореактора у багатьох країнах світу, серед яких США, Канада, Саудівська Аравія, Іран, Ізраїль; країни Азіатсько-Тихоокеанського регіону та Північна Америка. Різні фактори, включаючи дефіцит водопостачання та зростаючі екологічні проблеми, пов'язані з утилізацією промислового мулу, забезпечать розвиток ринку мембранних біореакторів [8].

Для очистки води та стічних вод активно застосовуються також поліпропіленові фільтри, глобальний ринок яких у яких у 2017 році становив 1,47 млрд. дол. США, і за прогнозом, він матиме середньорічний темп зростання 8,3 % до 2025 року [9].

3. Хімічні речовини для очищення води та їх тенденції

Для очищення прісної та солоної води використовуються хімічні речовини, найчастіше з яких бікарбонат натрію, соляна кислота, хлор, діоксид хлору, алюміній, залізо. Глобальний обсяг ринку хімічних речовин для очищення води, за експертними оцінками становить 13,11 млрд. дол. США. Найбільший обсяг у 2017 році припадав на Азіатсько-Тихоокеанський регіон, зокрема, на Китай.

Охолодження та очищення котлів було найбільшим сегментом використання хімічних речовин для очищення промислових вод із часткою 56,7 % на ринку в 2017 році з очікуваним середньорічним зростанням 4,3 % до 2025 року, в основному, за рахунок США, Китаю, Індії, Великобританії, Німеччини та Бразилії [10].

Серед хімічних речовин особливе місце займає активоване вугілля, яке використовується в різних галузях промисловості для рекультивації підземних вод, очищення від розливу та фільтрації питної води від забруднюючих речовин, включаючи пестициди, розчинники, промислові відходи або забруднюючі речовини, що є витоками підземних резервуарів.

Використання активованого вугілля для водоочисних споруд забезпечило понад 40% загального ринку активованого вугілля. Очікується, що цей сегмент буде лідером до 2025 року із середньорічним зростанням 14,8 %. Використовується майже у всіх регіонах, але найбільший попит очікується в Азіатсько-Тихоокеанському регіоні, зокрема, в Японії, Індії та Китаї [11].

Висновки.

Для забезпечення якісною питною та промисловою водою на глобальному рівні застосовуються технології опріснення солоної води і очищення води та стічних вод.

Серед технологій опріснення води лідером є технологія зворотного осмосу морської, солонуватої та річкової води з часткою на глобальному ринку понад 58 % та очікуваним середньорічним зростанням 9,2 % у період 2017-2025 років завдяки підвищеній ефективності та можливості споживати менше енергії. Основними країнами для зростання в найближчі роки є Іспанія, Китай, Австралія, Індія та країни Південної Америки. Серед нових технологічних тенденцій - опріснення солоної води на основі металорганічних гібридних матеріалів з використанням сонячного світла.

Лідером процесу очищення води є сегмент третинного очищення з часткою на глобальному ринку 43,2%. Ключовими технологіями третинного очищення є нанофільтрація, зворотний осмос, мембранні біореактори, мікрофільтрація та дезінфекція. До 2025 року очікується середньорічне зростання ринку гідроізоляційних (6,7 %) та нанофільтраційних (5,4 %) мембран. Екологічно чистим і економічно вигідним способом очищення стічних вод є мембранний біореактор, зокрема занурений, з очікуваним зростанням 18,8 %.

Для очищення води та стічних вод також перспективними є поліпропіленові фільтри із середньорічним зростанням 8,3 % до 2025 року.

Очікується, що серед хімічних речовин для очищення води у різних галузях економіки до 2025 року лідером на ринку буде активоване вугілля із середньорічним зростанням 14,8 % та найбільш зростаючим попитом у країнах Азіатсько-Тихоокеанського регіону.

Отже, як свідчать результати проведеної науково-дослідної роботи, сьогодні у світі існують прогресивні технології очищення води, які мають глобальні тенденції та можуть бути враховані при визначенні в Україні інноваційних технологій для реалізації національних завдань ЦСР 6 щодо забезпечення постачання безпечної питної води.

Література

1. Глобальні цілі сталого розвитку – 2030 / Організація Об'єднаних Націй в Україні, 2017. URL: http://www.un.org.ua/ua/tsili-rozvytku-tysiacholittia/tsili-staloho-rozvytku

2. Цілі сталого розвитку: Україна: Національна доповідь / Міністерство економічного розвитку і торгівлі України, 2017. URL: http://un.org.ua/images/SDGs_NationalReportUA_Web_1.pdf.

3. Grand view research. Market Research Report, 2017. 101 p. URL: https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/water-desalination-equipment-market.

4. Highly efficient process makes seawater drinkable in 30 minutes. By Michael Irving. / NewAtlas. Environment, 2020. URL: https://newatlas.com/environment/metal-organic-framework-desalination-seawater/.

5. Grand view research. Market Research Report, 2019. 122 p. URL: https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/water-and-wastewater-treatment-equipment-market.

6. Grand view research. Market Research Report, 2019. 125 p. URL: https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/geomembrane-market.

7. Allied Market Research. Market Research Report, 2019. 234 p. URL: https://www.alliedmarketresearch.com/nanofiltration-membranes-market.

8. Grand view research. Market Research Report, 2017. 120 p. URL: https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/membrane-bioreactor-mbr-market.

9. Grand view research. Market Research Report, 2019. 74 p. URL: https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/melt-blown-polypropylene-

filters-market.
10. Grand view research. Market Research Report, 2019. 60 p. URL: https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/industrial-water-treatment-chemicals-market.
11. Grand view research. Market Research Report, 2018. 100 p. URL: https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/activated-carbon-market.

АНАЛІЗ ПЕРСПЕКТИВНОСТІ СВІТОВИХ НАУКОВИХ ТА ТЕХНОЛОГІЧНИХ НАПРЯМІВ ДОСЛІДЖЕНЬ У СФЕРІ «ВОДА»

Писаренко Т.В., Кваша Т.К, Паладченко О.Ф.
Український інститут науково-технічної експертизи та інформації, м. Київ

ANALYSIS FOR PERSPECTIVES OF WORLD SCIENTIFIC AND TECHNOLOGICAL DIRECTIONS OF RESEARCH IN THE FIELD «WATER»

T. Pisarenko, T. Kvasha, O. Paladchenko
Ukrainian institute for scientific and technical expertise and information, Kyiv

Резюме. Українським інститутом науково-технічної експертизи та інформації на основі міжнародної наукометричної бази Web of Science та міжнародної патентної бази Derwent Innovation проведено наукове дослідження щодо перспективності та пріоритетності наукових і технологічних напрямів у сфері «Вода». Метою дослідження є визначення інноваційних технологій щодо постачання, водоочищення, водокористування та використання результатів дослідження для реалізації національних завдань Цілі Сталого Розвитку 6 та при визначенні пріоритетів науково-технологічного розвитку на 2020-2031 рр.

Resume. The Ukrainian Institute of Scientific and Technical Expertise and Information on the basis of the international scientometric database Web of Science and the international patent database Derwent Innovation conducted research on the progress and prospects of scientific and technological areas in the field of «Water». The purpose of the study is to identify innovative technologies for the supply, water treatment, water use and applying of research results to implement national objectives of Sustainable Development Goals 6 and in determining the priorities of scientific and technological development for 2020-2031.

Вступ

В умовах нарощування антропогенних навантажень на природне середовище, розвитку суспільного виробництва і зростання матеріальних потреб виникає необхідність розробки і додержання особливих правил користування водними ресурсами, раціонального їх використання та екологічно спрямованого захисту [1]. Україна є однією з найменш водозабезпечених країн Європи, при цьому водокористування в країні здійснюється переважно нераціонально. Внаслідок токсичного, мікробіологічного та біогенного забруднення відбувається погіршення екологічного стану річкових басейнів. Підземні води України в багатьох регіонах за своєю якістю не відповідають установленим вимогам до джерел водопостачання. Основними джерелами забруднення води є скиди з промислових об’єктів, неналежний стан інфраструктури водовідведення та очисних споруд.

З метою подолання екологічних проблем передбачено досягнення Україною Цілей Сталого Розвитку (ЦСР), які були затверджені на Саміті Організації Об’єднаних Націй зі сталого розвитку у 2015 році, зокрема, ЦСР 6 «Забезпечення доступності та сталого управління водними ресурсами та санітарією». У рамках взятих зобов’язань в Україні передбачено до 2030 року скиди забруднених стічних вод у водні об’єкти поступово зменшити до 5 % від загального обсягу скидів, а масив вод з добрим екологічним станом довести до 30,0% від загальної кількості водних об’єктів [2]. Досягнення ЦСР 6 передбачається шляхом використання інноваційних технологій, зокрема щодо

постачання, водоочищення, водокористування, як це визначено національними завданнями [3].

Для визначення зазначених інноваційних технологій Українським інститутом науково-технічної експертизи та інформації на основі публікацій у міжнародній базі Web of Science та патентів у міжнародній базі Derwent Innovation за розробленою методикою [4] проведено наукове дослідження щодо перспективності та пріоритетності наукових і технологічних напрямів у сфері «Вода» з метою використання результатів дослідження для реалізації національних завдань ЦСР 6 та при визначенні пріоритетів науково-технологічного розвитку на 2020-2031 рр.

1 Дослідження перспективності наукових напрямів у сфері «Вода» на базі міжнародної наукометричної бази Web of Science

Пошук наукових публікацій здійснювався за напрямом наукових досліджень «Вода» з подальшим уточненням за ключовими словами, визначеними за результатами аналізу глобальних технологічних трендів у динаміці за період 2011-2018 рр.

До Топ-10 напрямів наукових публікацій за результатами досліджень належать такі: будівництво гідроспоруд; регенерація води; очисні споруди; система обробки стоків; багатоступінчаста фільтрація; якість підземних вод; розподілення води; нанофільтрація; комбінована стічна система; управління зливовими стоками (рис. 1). Ці напрями можна вважати найбільш перспективними, тобто пріоритетними.

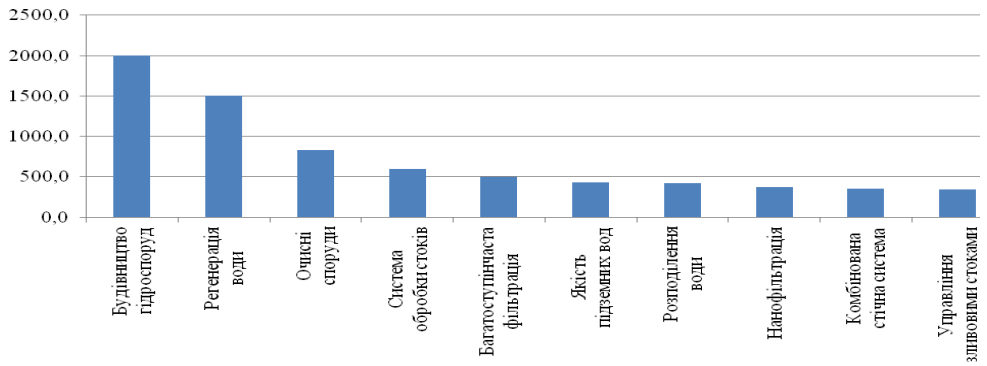


Рис. 1. Топ-10 пріоритетних наукових напрямів у сфері «Вода»
Джерело: розроблено за результатами аналізу наукометричної бази Web of Science.

До наступних (Топ-20) напрямів наукових публікацій, які також можна віднести до перспективних, увійшли такі: системи зберігання води; поверхневий стік води; моніторинг якості води; безпечна питна вода; водні ресурси; дренажна система; геомембрана; флокуляція; пом'якшувачі води; водозбір (рис. 2).

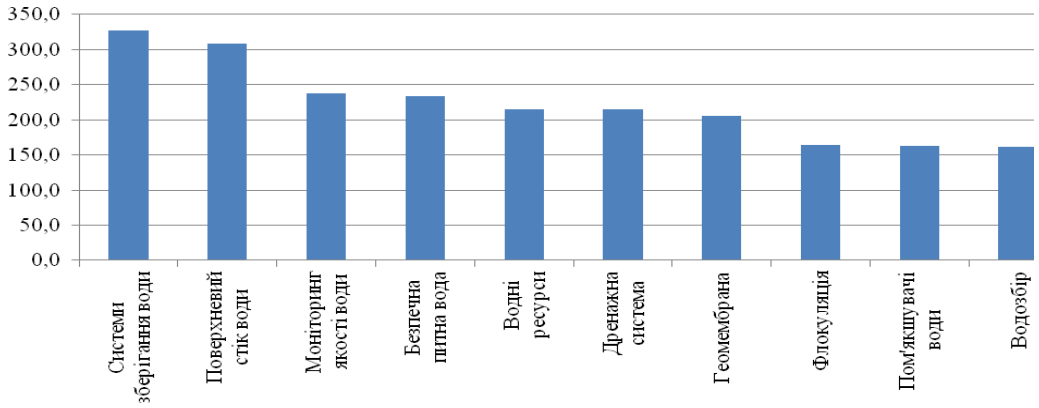


Рис. 2. Перспективні наукові напрями досліджень у сфері «Вода»
Джерело: розроблено за результатами аналізу наукометричної бази Web of Science.

2 Патентна активність у світі за перспективними науковими напрямами у сфері «Вода» міжнародної патентної бази Derwent Innovation

Дослідження патентної активності здійснено шляхом аналізу міжнародної патентної бази Derwent Innovation з метою визначення пріоритетних технологій для досягнення ЦСР 6 шляхом реалізації визначених національних завдань. Аналіз патентів здійснено з використанням інструментів платформи Derwent Innovation, відповідних напрямів - згідно з кодами Міжнародної патентної класифікації (МПК-2020.01) [5] та за виділеними у попередньому розділі перспективними науковими напрямами у сфері «Вода».

До Топ-10 ввійшли такі технології: управління зливовими стоками; будівництво гідроспоруд; комбінована стічна система; багатоступінчаста фільтрація; поверхневий стік води; водозбір; пом'якшувачі води; водні ресурси; моніторинг якості води; системи зберігання води (рис. 3). Тобто, ці технологічні напрями можна вважати найбільш перспективними - пріоритетними для досягнення ЦСР 6.

Наступні десять технологічних напрямів, що входять до Топ-20, такі: дренажна система; очисні споруди; розподілення води; безпечна питна вода; якість підземних вод; система обробки стоків; флокуляція; геомембрана; регенерація води; нанофільтрація. Ці технології можна також вважати перспективними для реалізації національних завдань ЦСР 6 (рис. 4).

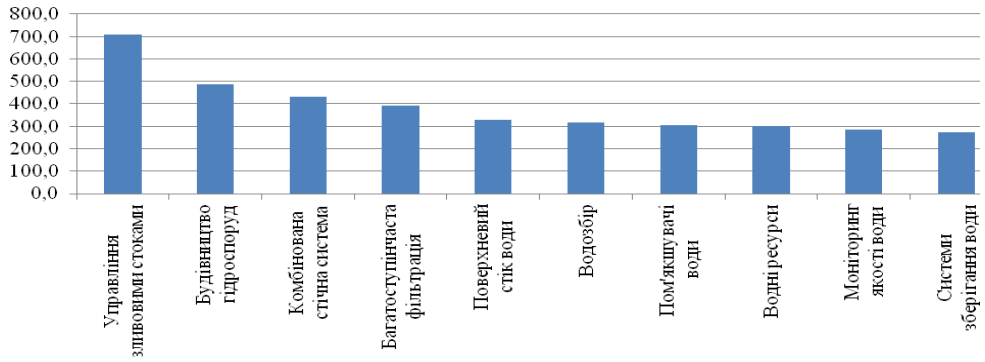


Рис. 3. Топ-10 пріоритетних технологічних напрямів за тематикою національних завдань ЦСР 6 «Забезпечення доступності та сталого управління водними ресурсами та санітарією».

Джерело: розроблено за результатами аналізу бази патентів Derwent Innovation.

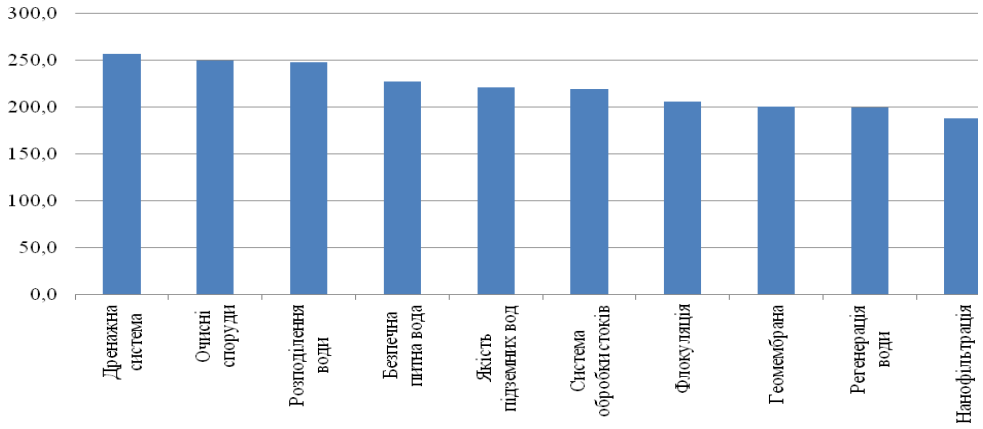


Рис. 4. Перспективні технологічні напрями за тематикою національних завдань ЦСР 6 «Забезпечення доступності та сталого управління водними ресурсами та санітарією».

Джерело: розроблено за результатами аналізу бази патентів Derwent Innovation.

Порівняльний аналіз виявлених за результатами проведеного дослідження перспективних напрямів наукових публікацій та опублікованих патентів за тематичним напрямом «Вода» дає можливість зробити висновок, що пріоритетними технологіями за цим напрямом у світі є: будівництво гідроспоруд; багатоступінчаста фільтрація; комбінована стічна система; управління зливовими стоками.

Дослідження світової патентної активності у розрізі кожного перспективного напряму на основі аналізу бази Derwent Innovation за відповідними кодами МПК з урахуванням їх розміщення на патентній карті дало можливість визначити пріоритетні більш конкретизовані технологічні напрями, серед яких:

- пристрої або стаціонарні установки для очищання каналізаційних труб, наприклад, промиванням (пастки для піску чи осаду, скребки, решітки чи подібне, встановлені в каналізаційних трубах; чищення труб взагалі) (E03F0009);
- зрошування садів, полів, спортивних майданчиків тощо (A01G0025);
- використання насосних станцій чи установок; їх розміщування (насоси, насосні станції чи установки як такі) (E03B0005);
- фільтрувальні пристрої; допоміжні пристрої для фільтрування; конструкції корпусів фільтрів (B01D0035);
- фільтри чи способи фільтрування, спеціально модифіковані для відокремлювання дисперсних частинок від газів або парів (B01D0046);
- способи, системи та установки для видаляння стічних або зливових вод (E03F0001);
- способи та пристрої для загального гідротехнічного будівництва (E02B0001);
- обробляння води, промислових чи побутових стічних вод (C02F0001);
- багатоступеневе обробляння води, промислових або побутових стічних вод або відстою стічних вод (C02F0009);
- природа забруднювача води промислових та побутових стічних вод або відстоїв стічних вод (C02F0101);
- способи водопостачання і розміщування установок для постачання води (E03B0001);
- змішувачі з обертальними перемішувальними пристроями у нерухомих резервуарах (B01F0007).

Висновки

1. За результатами проведеного наукового дослідження на основі міжнародної наукометричної бази Web of Science *найбільш перспективними - пріоитетними науковими напрямами* у сфері «Вода» можна вважати такі: будівництво гідроспоруд; регенерація води; очисні споруди; система обробки стоків; багатоступінчаста фільтрація; якість підземних вод; розподілення води; нанофільтрація; комбінована стічна система; управління зливовими стоками.

2. За результатами наукового дослідження на базі міжнародної бази патентів Derwent Innovation найбільш *перспективними - пріоритетними технологічними напрямами* у сфері «Вода» є: управління зливовими стоками; будівництво гідроспоруд; комбінована стічна система; багатоступінчаста фільтрація; поверхневий стік води; водозбір; пом'якшувачі води; водні ресурси; моніторинг якості води; системи зберігання води.

3. Порівняльний аналіз результатів дослідження дає підставу для висновку, що у сфері «Вода» *пріоритетними технологічними напрямами* у світі є: будівництво гідроспоруд; багатоступінчаста фільтрація; комбінована стічна система; управління зливовими стоками. Тобто, ці узагальнені технологічні напрями є найбільш перспективними для реалізації національних завдань ЦСР 6.

4. Дослідження світової патентної активності у розрізі кожного перспективного напряму на основі бази Derwent Innovation за відповідними кодами МПК з урахуванням їх розміщення на патентній карті дало можливість визначити пріоритетні конкретизовані технологічні напрями,

5. Отримані за результатами дослідження *узагальнені та конкретизовані* технологічні напрями у сфері «Вода» можна вважати пріоритетними для

реалізації національних завдань ЦСР 6 «Забезпечення доступності та сталого управління водними ресурсами та санітарією».

Список посилань

1. Водний кодекс України (поточна редакція -- Редакція від 21.02.2020). / Верховна Рада України. URL https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/213/95-%D0%B2%D1%80

2. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року: Закон України / Верховна Рада України. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19

2. Цілі сталого розвитку: Україна: Національна доповідь / Міністерство економічного розвитку і торгівлі України, 2017. URL: http://un.org.ua/images/SDGs_NationalReportUA_Web_1.pdf.

4. Богомазова В.М. Аналіз перспективності світових наукових та технологічних напрямів розвитку у сфері транспорту / В. Богомазова, Т. Кваша // Наука, технології, інновації, 2020. - № 2. С. 33-43

5. Міжнародна патентна класифікація. (МПК-2020.01). URL: https://base.uipv.org/mpk2009/index.html.

ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ЗА ДОПОМОГОЮ КОМПЛЕКСНИХ ПОКАЗНИКІВ ЯК ІНСТРУМЕНТ У ВИЗНАЧЕННІ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИГІРНИЧО-ХІМІЧНОГО ПІДПРИЄМСТВА

В.Д. Погребенник, Е.А. Джумеля
Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна,

ASSESSMENT OF QUALITY OF WATER BODIES USING COMPLEX INDICATORS AS A TOOL IN DETERMINING THE LEVEL OF ENVIRONMENTAL SAFETY OF MINING AND CHEMICAL ENTERPRISE

V.D. Pohrebennyk, E.A. Dzhumelia
LvivPolytechnicNationalUniversity, Lviv, Ukraine

Ecological safety is a systematic methodological toolkit based on fundamental ecological, social and biosphere laws, which are complex and closely related to various spheres of public life. To increase the level of ecological safety of the territory of the mining and chemical enterprise, it is important to study the pollution of the aquatic environment. The aim of the work is to characterize the methods of assessing the quality of water bodies using complex indicators. Obviously, to determine the level of environmental safety, it is necessary to use a system of indicators, each of which in turn must comprehensively reflect the state of a particular object of the environment or the process that occurs in connection with man-made impact.

Вступ. Екологічна безпека − системний методологічний інструментарій, що ґрунтується на фундаментальних еколого-соціальних та біосферних закономірностях, які мають комплексний характер і тісно пов’язані з різними сферами суспільного життя[1].

Екологічна небезпека – це наявність дій та процесів, що можуть впливати на стан навколишнього природного середовища, яке внаслідок надмірного забруднення обмежує або виключає можливість життєдіяльності людини та впровадження господарської діяльності в цих умовах [2].

Для підвищення рівня екологічної безпеки території гірничо-хімічного підприємства важливим є дослідження забруднення водного середовища[3-8].

Усі методи оцінки стану екологічної небезпеки поділяються на два типи: інтегральні та диференціальні [9].

Комплексний критерійоцінювання ступеня екологічної небезпеки, що

враховував би систему різнохарактерних показників впливу окремих джерел забруднення на воднийоб’єкт, сьогодні не розроблено.

Який би метод не використовувався – передумовою визначення рівня екологічної безпеки є оцінювання стану довкілля. Для оцінювання якості елементів довкілля використовують комплексні показники.

Метою роботи є охарактеризування методів оцінювання якості водних об'єктів за допомогою комплексних показників.

Виклад матеріалу.Оцінювання показників якості води дає змогу

$$\text{ІЗВ} = \sum_{i=1}^{N} \frac{C_i\ /\text{ГДК}_\text{i}}{N},$$

встановити відповідність чи невідповідність води певного водного об'єкта вимогам, які висуваються тими чи іншими водокористувачами.Наприклад для оцінювання якості водних об'єктів використовують гідрохімічний індекс забруднення води (ІЗВ) (1), який розраховують за 5-6 показниками, які можна вважати гідрохімічними (БСК, pH, концентрація розчиненого кисню у воді і тощо) [9].

(1)

де C_i – концентрація компонента (параметра);N –кількість показників, які використовуються для розрахунку індексу;ГДК_i – встановлена величина гранично допустимої концентрації.

Перевагами цього індексу є простота обрахунку, також дані для нього зазвичай доступніші, ніж для розрахунку інших індексів.

У США знайшов застосування Оригонський індекс якості води (ОІЯВ) (2) [10]. В його основі лежить середній квадрат, значення якого не дуже чутливе до змін окремих параметрів.

У комплексному оцінюванні, коли застосовується велика кількість інгредієнтів і показників, в оцінювальному модулі можна не помітити невеличкі, незначні індивідуальні зміни у водному об’єкті, які, наприклад, можуть характеризувати початкові процеси евтрофікації водойм. Тому в Оригонському індексі кількість показників якості води зведена до мінімуму. При розрахунку ОІЯВ враховуються такі параметри: температура, розчинений кисень, pH, БСК_5, насиченість киснем, загальний Нітроген та Фосфор, мінералізація, зміни яких характеризують процеси кисневої недостатності та евтрофікації, зміну фізичних параметрів, наявність небезпеки для здоров’я населення і т. ін.:

$$\text{ОІЯВ} = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^{n} S \cdot I_i^2}}, \qquad (2)$$

де SI_i – субіндексi-го параметра,n – число SI_i.

У розрахунках ОІЯВ всі вищезгадані параметри трансформуються у відповідні невимірювані субіндекси, значення яких знаходиться в межах 0-100. ОІЯВ можна використовувати як при дослідженні сезонних змін екологічного стану водних об’єктів, так і в оцінюванні багаторічного прогнозу.

Головна небезпека полягає у прояву синергізму, коли присутність однієї речовини посилює токсичність іншої, або коли дві токсичні речовини створюють сполуку, токсичність якої вища, ніж початкова [10].

У праці [11] Архипова Л.М. для оцінювання наскільки якісний стан водного об'єкту має потенціал чистоти порівняно з допустимими значеннями показників якості води України та Європи запропонувала використовувати "Індекс гідроекологічного потенціалу" (ІГЕП) (3):

$$\text{ІГЕП} = (\sum \frac{\text{НЯ}_\text{i}}{\text{C}_\text{i}}, \text{якщо } > 0, \text{якщо } < 0, \text{тоді } \sum - \frac{\text{НЯ}_\text{i}}{\text{C}_\text{i}})/n, \qquad (3)$$

де НЯ – норматив якості води конкретного показника;

i – показник;

n – кількість показників.

Навантаження на довкілля, в тому числі й на поверхневі водойми, яке спричиняє діяльність гірничо-хімічного підприємства, є одним із важливих чинників, які необхідно враховувати при визначенні напрямків усунення наслідків цієї діяльності.

Для інтегрального оцінювання якості води водних об'єктів з екологічних позицій розроблено низку методик, які враховують взаємний вплив всіх визначених у воді компонентів через розрахунки індексів забруднення води.Нині в Україні діє Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [12].

Комплекс показників екологічної класифікації якості поверхневих вод включає біологічні, фізико-хімічні та хімічні показники.До групи біологічних показників входять: гідробіологічні, біохімічні, бактеріологічні та токсикологічні характеристики.Група фізико-хімічних та хімічних показників включає загальні показники хімічного складу та властивостей поверхневих вод, які характеризують звичайні, властиві водним екосистемам інгредієнти, концентрація яких може змінюватись під впливом антропогенних чинників, а також показники забруднюючих речовин токсичної та радіаційної дії, що найбільш поширені у поверхневих водах України і впливають на функціонування біоценозів.Крім того, екологічний стан поверхневих вод оцінюється за допомогою показників порушення гідроморфологічних параметрів водних об’єктів.

Екологічний індекс якості вод (I_E) розраховують як середньоарифметичне хімічного (I_X) та біологічного ($I_Б$) індексів:

$$I_E = (I_X + I_Б)/2. \quad (4)$$

Екологічний індекс якості вод, як і блокові індекси, обчислюють для середніх і для найгірших значень категорій окремо: $I_{E\ серед.}$ та $I_{E\ найгір.}$.

У результаті багаторічної діяльності гірничо-хімічного підприємства природні води, а також штучні, що утворені на місці кар'єрів, втрачають природну здатність до самоочищення.

Визначення впливу антропогенного навантаження на водне середовище дозволяє встановити характер змін стану водних ресурсів.

Моделювання поширення важких металів в прибережній зоні затоплених кар'єрів може забезпечуватись за допомогою рівняння турбулентної дифузії (5) [13]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u\frac{\partial C}{\partial x} = K_x(t)\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_y(t)\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + F + B, \quad (5)$$

де C –концентрація важких металів,u – витрата,Kx, Ky – коефіцієнти турбулентної дифузії,вісь Ox – вздовж узбережжя затопленого кар'єру,вісь Оу – вздовж лінії берегу,F – функція джерел важких металів на березі затопленого кар'єру,B – зменшення або збільшення кількості важких металів внаслідок процесів міжфазної трансформації.

Розрахунок адсорбції важких металів у зважених формах та їх потрапляння в донні осади наведено за формулою:

$$A_i = C_i \cdot V, \quad (6)$$

де A_i – кількість зваженого і-го важкого металу у воді, кг;C_i – концентрація i-го важкого металу у воді мг/м^3;V – об'єм води, м^3.

Висновки. Оцінювання якості водних об'єктів і рівня екологічної безпеки є досить складними завданнями, оскільки ці процеси містять багато чинників та аспектів, котрі важко виразити єдиним показником чи індексом.

Очевидно, що для визначення рівня екологічної безпеки необхідно використовувати систему показників, кожен з яких в свою чергу має комплексно відображати стан того конкретного об’єкту довкілля чи процес, що відбувається у зв'язку з техногенним впливом.

Література
1. *В.А. Андронов, С.М. Домбровська, В.Г. Ковальчук, О.І. Крюков та ін., «Екологічна безпека держави: державно-управлінський вимір: монографія,» Харків: НУЦЗУ, 220 с., 2016.*
2. *Міністерство охорони навколишнього природного середовища України "Про затвердження Правил створення та експлуатації автоматизованих систем екологічного контролю і моніторингу об'єктів підвищеної екологічної небезпеки та Регламенту створення та функціонування автоматизованих систем екологічного контролю і моніторингу об'єктів підвищеної екологічної небезпеки", від 27.03.2009 N 148.*
3. *А. М. Гайдін та І. І. Зозуля, «Нові озера Львівщини,» Вид. 2-ге, [перероб. та доп.] ред., Львів: Вид-во ТзОВ "Афіша", 103 с., 2009.*
4. *V. Pohrebennyk and E. Dzhumelia, "Evaluation of Impact of Mining and Chemical Enterprise on Ecological State of the Water Environment", in WaterSecurity: Monograph, Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, pp. 155-169, 2016.*
5. *V.Pohrebennyk, O.Mitryasova, E.Dzhumelia, A.Kochanek, "Evaluation of surface water quality in mining and chemical industry," 17th International multidisciplinary scientific geoconference SGEM 2017, Albena, pp. 425-432, 2017.*
6. *V. Pohrebennyk, A. Kłos-Witkowska, O. Mitryasova, E. Dzhumelia, "The role of monitoring the territory of industrial mining and chemical complexes att hestage of liquidation,"17th International multidisciplinary scientific GeoConference SGEM 2017, Vienna, pp. 383-398, 2017.*
7. *V. Pohrebennyk, M. Karpinski, E. Dzhumelia, A. Kłos-Witkowska, P. Falat, "Waterbodies pollution of the mining and chemical enterprise," 18th International multidisciplinary scientific geoconference SGEM 2018. Ecology and environmental protection: proceedings, pp. 1035-1042, 2018.*
8. *V. Pohrebennyk, P. Koszelnik, O. Mitryasova, E. Dzhumeliaand M. Zdeb, "Environmental monitoring of soils of post-industrial mining areas," JournalofEcologicalEngineering, vol. 20, no. 9, pp. 53-61, 2019.*
9. *М. Мальований, В. Шмандій, О. Харламова, Л. Челядин та Г. Сакалова, «Аналіз та систематизація існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки,» Екологічна безпека, т. №1 (15), с. 37-44, 2013.*
10. *C. Cude, «Oregon Water Quality Index a Tool for Evaluating Water Quality Management Effectiveness», Journal of the American Water Resources Association, т. Volume37, № Issue1, pp. 125-137, 2001.*
11. *Л. Архипова, Природно-техногенна безпека гідроекосистем: Монографія, Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 355 с., 2011.*
12. *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями, за заг. ред.: В. Д. Романенко, В. М. Жукінський, О. П. Оксіюк та ін., Київ: Символ–Т, 28 с., 1998.*
13. *N.T.T.Nguyen, I.V.Volkova,«Mathematical modeling for distribution of heavy metal sinestuary area of Red River (Vietnam)», IOP Conf. Series: Journal of Physics, 1015 (2018) 032100, pp. 1-6, 2018.*

ЗАГОСПОДАРЮВАННЯ РЕСУРСАМИ ПРИРОДНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ В КОНТЕКСТІ ЦІЛЕЙ СТАЛОГО РОЗВИТКУ УКРАЇНИ

М.Р. Подольський, Л.З. Кульчицька-Жигайло, О.В. Гвоздевич, Д.В. Брик
Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України

MANAGEMENT OF NATURAL WATER RESOURCES OF THE CARPATHIAN REGION IN THE CONTEXT OF THE SUSTAINABLE DEVELOPMENT GOALS OF UKRAINE

M.R. Podolskyy, L.Z. Kulchytska-Zhyhaylo, O.V. Gvozdevych, D.V. Bryk
Institute of Geology and Geochemistry of Combustible Minerals of NAS of Ukraine

The sustainable development goals of Ukraine are presented and the management of resources of natural waters for the Carpathian region are discussed.

Цілі сталого розвитку України. Національна доповідь «Цілі Сталого Розвитку: Україна» [1] надає орієнтири для досягнення Україною Цілей Сталого Розвитку (ЦСР), які були затверджені на Саміті ООН зі сталого розвитку у 2015 році. З урахуванням принципу «нікого не залишити осторонь» та з використанням широкого кола інформаційних, статистичних та аналітичних матеріалів було розроблено національну систему ЦСР (17 адаптованих загальних цілей, а саме:

Ціль 1. Подолання бідності;
Ціль 2. Подолання голоду, розвиток сільського господарства;
Ціль 3. Міцне здоров'я і благополуччя;
Ціль 4. Якісна освіта;
Ціль 5. Гендерна рівність;
Ціль 6. Чиста вода та належні санітарні умови;
Ціль 7. Доступна та чиста енергія;
Ціль 8. Гідна праця та економічне зростання;
Ціль 9. Промисловість, інновації та інфраструктура;
Ціль 10. Скорочення нерівності;
Ціль 11. Сталий розвиток міст і громад;
Ціль 12. Відповідальне споживання та виробництво;
Ціль 13. Пом'якшення наслідків зміни клімату;
Ціль 14. Збереження морських ресурсів;
Ціль 15. Захист та відновлення екосистем суші;
Ціль 16. Мир, справедливість та сильні інститути;
Ціль 17. Партнерство заради сталого розвитку.)

Для кожної цілі встановлено завдання та показники (всього 86 завдань національного розвитку та 172 показники для їх моніторингу), що забезпечить міцну основу для подальшого розвитку України (економічного зростання, соціальної справедливості, раціонального природокористування) та моніторингу стану досягнення ЦСР. Доповідь було підготовлено Міністерством економічного розвитку і торгівлі України за участі Відділення економіки НАН України, агентств системи ООН в Україні та схвалено Міжвідомчою робочою групою високого рівня для організації процесу імплементації Цілей Сталого Розвитку та стратегічного планування сталого розвитку України на довгострокову перспективу. Об'єктивні бенчмаркінгові орієнтири було встановлено на підставі розрахунково-прогнозної роботи з використанням сценарних підходів до визначення напрямів розвитку країни на період до 2030 року. Джерелом даних, наведених у доповіді, є Державна служба статистики України (далі - Держстат) та відповідні міністерства і відомства.

Моніторинг досягнення цілей сталого розвитку України проводиться Держстатом та Міністерством економічного розвитку і торгівлі України за підтримки ЮНІСЕФ в Україні з використанням даних державних статистичних спостережень та інформації органів державної влади - розпорядників адміністративних даних, а також наукових установ і міжнародних організацій [2]. Кабінетом міністрів України визначено засади моніторингу національних показників ЦСР відповідно до встановлених базовою Національною доповіддю "Цілі сталого розвитку: Україна" орієнтирів та показників.

При моніторингу досягнення цілей сталого розвитку України за рівнем досягнення показниками/індикаторами цільових значень встановлено наступні групи: I група - показники, які досягли цільового значення на 2020 рік на 100%; II група - показники, які досягли цільового значення на 2020 рік більш, ніж на 80%; III група - показники, які досягли цільового значення на 2020 рік менш, ніж на 80%; IV група - показники, які для досягнення цільового значення на 2020 рік потребують уваги (табл. 1, [3]).

З табл. 1 видно, що переважна більшість показників сталого розвитку України станом на 2020 рік не досягають 50% встановлених контрольних значень. Однією з можливих причин невисоких рівнів досягнення ЦСР в Україні є недостатня увага органів влади та суспільства до осучаснення і трансформації

господарсько-соціальних відносин на загальнодержавному, регіональному та місцевому рівнях. Зрозуміло, що досягнення визначених ЦСР Україною в цілому можливе лише за умови виконання завдань та досягнення відповідних показників на усій території України, включаючи території областей, районів, сільських громад, міст та інших населених пунктів. У зв'язку з цим заслуговують уваги спеціалізовані дослідження проблем сталого розвитку територій (наприклад, [4]).

Таблиця 1. Досягнення цілей сталого розвитку України за групами показників

Ціль	Кількість показників	I група	II група	III група	IV група
1	5	40%	20%	40%	-
2	8	-	50%	13%	37%
3	14	29%	57%	7%	7%
4	5	40%	-	-	60%
5	7	57%	14%	15%	14%
6	7	57%	-	14%	29%
7	5	20%	20%	40%	20%
8	14	22%	21%	43%	14%
9	9	23%	22%	11%	44%
10	5	-	20%	40%	40%
11	4	-	25%	50%	25%
12	4	25%	25%	-	50%
13	-	-	-	-	-
14	4	-	75%	25%	-
15	10	-	-	60%	40%
16	2	100%	-	-	-
17	3	33%	33%	-	33%

Проблеми загосподарювання водними ресурсами в Україні. Україна має достатні для задоволення внутрішніх потреб запаси водних ресурсів, однак їх переважна локалізація на півночі та північному заході країни зумовлює нестачу водних ресурсів на півдні. Середнє значення опадів також змінюється від 300 мм на рік у Приазов'ї та Причорномор'ї до 1500 мм у Карпатському регіоні. Найбільшим гідрологічним басейном України є водозбірний басейн Дніпра, що покриває більше половини території країни. Вода Дніпра використовується для потреб населення, промисловості придніпровських міст та Донбасу, а також іригаційних систем Причорномор'я. Основними водоспоживачами є підприємства промисловості, сільського та комунального господарств. Зменшення забору води з природних джерел останніми роками переважно спричинене пригніченням економічної діяльності.

Забезпечення населення водою залишається однією з ключових проблем у країні. Для питного водопостачання використовують, головним чином, відкриті поверхневі водні об'єкти і значно менше - підземні води. За даними Національної доповіді про якість питної води та стан питного водопостачання (2015 р.), централізованим водопостачанням забезпечується понад 90% міст і 22% сіл (від 2,7% у Рівненській області до 98,6% у Херсонській). Жителі 1270 сіл та селищ південних областей (приблизно 950 тис. осіб) усе ще користуються привізною водою. Понад 30% протяжності водопроводів перебувають в аварійному та ветхому стані. Значні втрати води у водопровідних мережах є однією з причин високого рівня водоємності виробничого сектору.

Централізованим водовідведенням користується менше 2% сільських поселень, а в аварійному та зношеному стані перебувають майже 35% загальної протяжності каналізаційних мереж. При цьому не всі стічні води проходять повноцінне очищення. У 2015 році частка таких вод перевищила 15% загального обсягу відведених стічних вод.

Водогосподарський комплекс країни потребує вдосконалення, насамперед з огляду на необхідність забезпечення збалансованості процесів використання та відтворення водних ресурсів, задоволення потреб населення і галузей

національної економіки у водних ресурсах, зменшення впливу негативних наслідків шкідливої дії вод та створення належних умов для життєдіяльності населення у паводконебезпечних регіонах.

Україна має достатньо розвинуте законодавство у галузі збереження та використання водних ресурсів, а також є стороною низки міжнародних конвенцій, зокрема Конвенції про транскордонні водотоки та міжнародні озера (1991 р.). У 2011 році були затверджені Національні цільові показники (НЦП) України до Протоколу про воду та здоров'я до цієї Конвенції. НЦП спрямовані на забезпечення населення України водою належної кількості та якості. Наразі перед країною стоїть завдання імплементації в Україні джерел права ЄС секторів «Якість води та управління водними ресурсами, включаючи морське середовище» та «Охорона природи», зокрема Водної рамкової директиви та інших відповідних директив.

Удосконалення системи управління водними ресурсами є основним завданням на шляху досягнення цілі. Розроблення Національної водної стратегії має бути спрямоване на досягнення доброго стану водних ресурсів, впровадження інтегрованого управління водними та іншими природними ресурсами за басейновим принципом шляхом розробки та реалізації планів управління річковими басейнами.

Серед ключових завдань та проблем, що потребують вирішення, – забезпечення загального і рівноправного доступу до належних санітарно-гігієнічних засобів, приділяючи особливу увагу вразливим верствам населення Ситуація за більшістю уразливих та маргіналізований груп свідчіть про істотний розрив між наявністю законодавчої і нормативної бази та її практичним застосуванням і контролем за її дотриманням, особливо коли це стосується фінансування.

Для досягнення визначених цільових показників необхідним є належне фінансування заходів, передбачених державними та регіональними цільовими програмами у галузі охорони і сталого використання вод. Забезпечення гарантованого якісного водопостачання для населення, об'єктів комунального господарства, промисловості, сільського господарства та сектору послуг шляхом розвитку централізованого водопостачання та водовідведення є головним завдання галузі. Модернізація систем водопостачання та водовідведення не лише знизить водоємність виробництва, а й сприятиме збереженню енергії, яка витрачається на забір і постачання води споживачам. Удосконалення систем очищення стічних вод та усунення їх втрат у каналізаційних мережах стане фактором, що позитивно вплине на стан довкілля, перш за все - на якість природних вод, а отже, й на стан здоров'я населення. Технологічне удосконалення виробничих процесів та впровадження систем оборотного й повторного водоспоживання також скоротить споживання води, підвищить конкурентоспроможність продукції і зменшить техногенний тиск на довкілля. Удосконалення системи моніторингу, попередження та запобігання природним стихійним явищам сприятимуть захисту населення, зменшенню шкідливої дії вод та заподіяних збитків.

Завдання і показники Цілі 6. Чиста вода та належні санітарні умови.

Завдання 6.1. Забезпечити доступність якісних послуг з постачання безпечної питної води, будівництво та реконструкцію систем централізованого водопостачання із застосуванням новітніх технологій та обладнання. Показники:

6.1.1. Безпечність та якість питної води за мікробіологічними показниками (по % нестандартних проб);

6.1.2. Безпечність та якість питної води за радіаційними показниками (по % нестандартних проб);

6.1.3. Безпечність та якість питної води за органолептичними, фізико-хімічними та санітарно-токсикологічними показниками (% нестандартних проб);

6.1.4. Частка міського населення, яке має доступ до централізованого водопостачання, %;

6.1.5. Частка сільського населення, яке має доступ до централізованого водопостачання, %.

Завдання 6.2. Забезпечити доступність сучасних систем водовідведення, будівництво та реконструкцію водозабірних та каналізаційних очисних споруд із

застосуванням новітніх технологій та обладнання. Показники:

6.2.1. Частка сільського населення, яке має доступ до централізованих систем водовідведення, %;

6.2.2. Частка міського населення, яке має доступ до централізованих систем водовідведення, %.

Завдання 6.3. Зменшити обсяги скидання неочищених стічних вод, у першу чергу з використанням інноваційних технологій водоочищення, на державному та індивідуальному рівнях. Показники:

6.3.1. Обсяги скидів забруднених (забруднених без очистки та недостатньо очищених) стічних вод у водні об'єкти, млн куб. м.

6.3.2. Частка скидів забруднених (забруднених без очистки та недостатньо очищених) стічних вод у водні об'єкти у загальному обсязі скидів, %.

Завдання 6.4. Підвищити ефективність водокористування. Показники:

6.4.1. Водоємність ВВП, куб. м використаної води на 1000 грн ВВП (у фактичних цінах);

6.4.2. Поточна водоємність ВВП, % до рівня 2015 року.

Завдання 6.5. Забезпечити впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. Показники:

6.5.1. Кількість річкових басейнів, для яких затверджено плани управління, одиниць. Встановлені контрольні значення показників/індикаторів для досягнення Цілі 6 наведено на рис. 1.

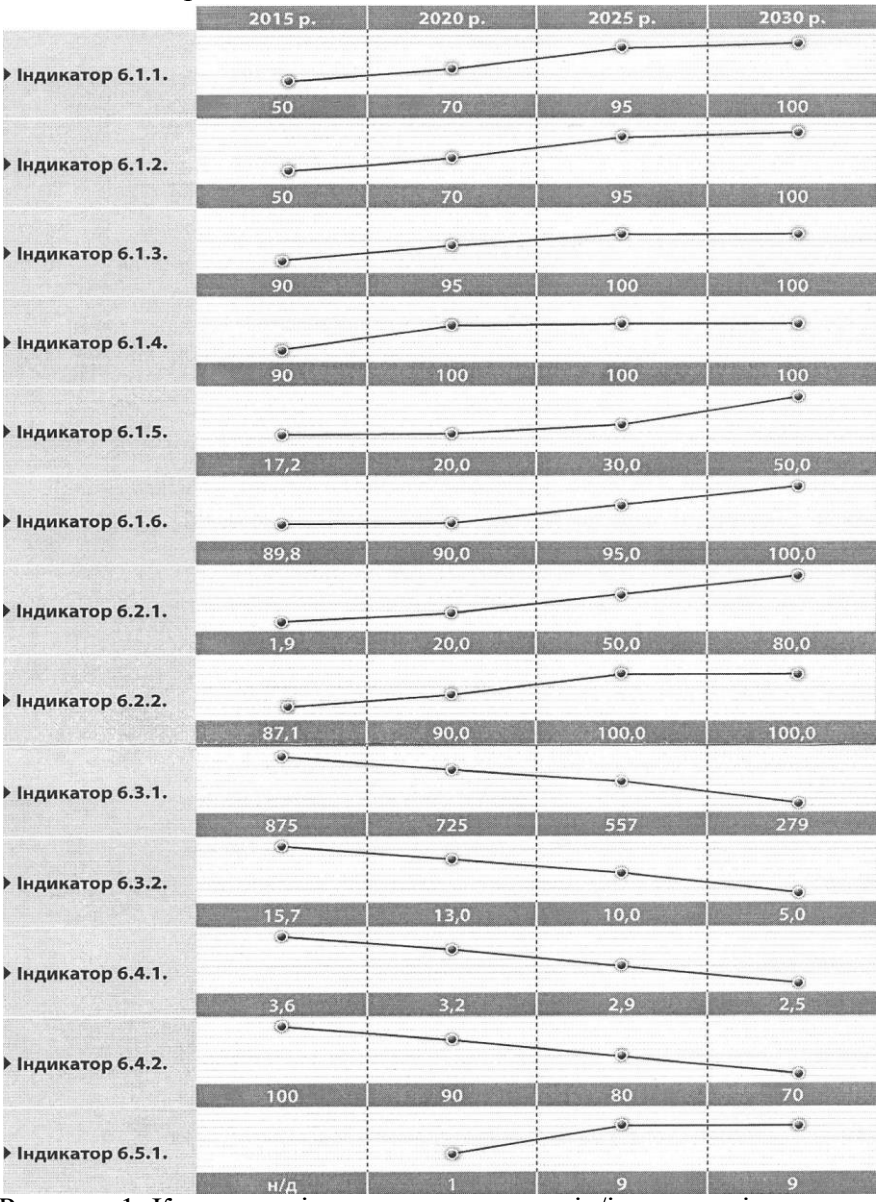


Рисунок 1. Контрольні значення показників/індикаторів для досягнення Цілі 6 в Україні на період 2015 (початкові значення) – 2030 роки.

6.3.2. Частка скидів забруднених (забруднених без очистки та недостатньо очищених) стічних вод у водні об'єкти у загальному обсязі скидів, %.

Завдання 6.4. Підвищити ефективність водокористування. Показники:

6.4.1. Водоємність ВВП, куб. м використаної води на 1000 грн ВВП (у фактичних цінах);

6.4.2. Поточна водоємність ВВП, % до рівня 2015 року.

Завдання 6.5. Забезпечити впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. Показники:

6.5.1. Кількість річкових басейнів, для яких затверджено плани управління, одиниць.

Встановлені контрольні значення показників/індикаторів для досягнення Цілі 6 наведено на рис. 1(вище).

Загальні рекомендації щодо досягнення цілі 6:

- досягнення та підтримання належної якості природних вод шляхом запровадження системи інтегрованого басейнового управління водними ресурсами;
- забезпечення населення та інших користувачів водою належної кількості та якості;
- забезпечення доступу населення до належних санітарно-гігієнічних засобів, перш за все - до безпечних для довкілля систем водовідведення;
- підвищення ефективності водокористування в усіх секторах економіки.

Рекомендації щодо **загосподарювання ресурсами природних вод Карпатського регіону**:

- представляється доцільним перейти у Карпатському регіоні (Львівська, Івано-Франківська, Закарпатська та Чернівецька області) до визначених ЦСР України завдань та показників/індикаторів Цілі 6. Чиста вода та належні санітарні умови;
- для досягнення та підтримання належної якості природних вод запровадити систему інтегрованого басейнового управління водними ресурсами гірських річок та водоймищ, а також підземних та мінеральних джерел, в тому числі з метою запобігання неконтрольованих паводкових надзвичайних ситуацій;
- підсилити контроль за забезпеченням користувачів водою належної кількості та якості, а також за втратами водних ресурсів в системах питного водопостачання–водовідведення та забезпечити кругообіг технічних та технологічних вод;
- забезпечити доступ користувачів до ефективних санітарно-гігієнічних засобів, безпечних для довкілля систем водовідведення та очистки стоків за сучасними технологіями;
- підвищити ефективність водокористування в усіх секторах економіки Карпатського регіону, особливо в нафтогазовій промисловості, лісовому господарстві, туристично-рекреаційній сфері, житлово-комунальному господарстві та інших.

Комплексне збалансоване запровадження вказаних рекомендацій забезпечуватиме сталий водний розвиток Карпатського регіону і досягнення цілі 6 сталого розвитку України.

Література:

1. Національна доповідь "Цілі сталого розвитку: Україна" Код доступу https://me.gov.ua/Documents/List?lang=uk-UA&id=938d9df1-5e8d-48cc-a007-be5bc60123b8&tag=TSiliStalogoRozvitku – 176 с.

2. Моніторинговий звіт "Цілі сталого розвитку: Україна 2019" Код доступу http://www.ukrstat.gov.ua/menu/st_rozv/publ/SDGs-MonitoringReport_v08_24.09.2019.pdf – 92 с.

3. Моніторинг показників досягнення ЦСР в Україні / О.Кармазіна Код доступу *https://niss.gov.ua/sites/default/files/2019-10/prezentaciya-csr_22.10.2019_karmazina.pdf – 10 с.*

4. "Сталий розвиток територій: енергія, вода, відходи, рекультивація" – ISBN 978-966-486-097-7 / Матер. міжнар. наук-техн. конфер. (6-8 квітня 2011 р., м. Львів). – Львів, «Тріада-плюс», 2011. – 289 с.

ЧИННИКИ ПРОВЕДЕННЯ ПОВТОРНОЇ ГЕОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ ОЦІНКИ РОДОВИЩ ПИТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ (НА ПРИКЛАДІ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)

Г.І. Рудько, О.В. Нецький
Державна комісія України по запасах корисних копалин, Київ

FACTORS OF GEOLOGICAL AND ECONOMIC REASSESSMENT OF DRINKING GROUNDWATER DEPOSITS OF THE CARPATHIAN REGION (BY THE EXAMPLE OF LVIV REGION)

H.I. Rudko, O.V. Netskyi
State Commission of Ukraine on Mineral Resources, Kyiv

Проведено оцінку Державного балансу запасів корисних копалин України щодо затвердження експлуатаційних запасів родовищ питних підземних вод Львівської області. Схарактеризовано чинники проведення повторної геолого-економічної оцінки таких родовищ і їх експлуатаційних запасів. Обґрунтовано необхідність надання рекомендацій користувачам надр щодо проведення повторної геолого-економічної оцінки родовищ питних підземних вод в установленому порядку.

The assessment of the State Balance of Mineral Reserves of Ukraine regarding the approval of usable reserves of drinking groundwater deposits in Lviv region has been conducted. Factors of geological and economic reassessment of such deposits and their usable reserves have been characterized. The necessity to provide recommendations to subsoil users regarding the geological and economic reassessment of drinking groundwater deposits in accordance with established procedure has been substantiated.

Експлуатаційні запаси родовищ питних підземних вод, як основних джерел централізованого водозабезпечення крупних населених пунктів Львівської області затверджувались в установленому порядку ДКЗ СРСР і УкрТКЗ у середині минулого століття.

Як результат геологічного вивчення родовищ (ділянок) у Державному балансі запасів корисних копалин України "Питні і технічні підземні води" [1] по Львівській області станом на 01.01.2019 р. обліковуються експлуатаційні запаси питних підземних вод по 95 ділянках у загальній кількості 1282,440 тис. м^3/добу за категоріями А+В+C_1. Із загальної кількості розвіданих родовищ (ділянок) (95), 32 – не експлуатується, 63 – надано в користування суб'єктам господарювання відповідно до спеціальних дозволів на користування напрями (таблиця 1).

Таблиця 1. Стан експлуатації запасів питних підземних вод користувачами надр

№ з/п	Номер, дата спеціального дозволу	Родовище – його ділянка відповідно до Державного балансу	Організація, дата і номер протоколу затвердження запасів	Затверджені експлуатаційні запаси, тис. м^3/добу	добуток рік (дані 7-2018 рр.)
1	*2*	*3*	*4*	*5*	*6*
ЛМКП "ЛЬВІВВОДОКАНАЛ"					
1.	374, 25.05.1998	Стрийське – Братківська	УкрТКЗ, 31.10.1967 № 2538	60,0	6,5
		Стрийське – Жулинська		114,0	91,2
2.	093, 24.10.2006	Верещицьке – Великополівська	ДКЗ СРСР, 01.12.1960 № 3221	13,0	0,99
3.	095, 24.10.2006	ерещицьке – Воля Добростанська		22,0	17,4
4.	096, 24.10.2006	ерещицьке – Будзенська північна		23,0	12,0
		ерещицьке – Будзенська південна		31,2	6,02

5.	099, 02.11.2006	Верещицьке – Кам'янобродівська		33,0	10,9
6.	228, 22.02.2007	Золочівське – Плугівська	ДКЗ СРСР 29.01.1988 № 10346	90,0	34,9
7.	229, 22.02.2007	Зарудцівське – Зарудцівська	ДКЗ СРСР 26.02.1963 № 3931	27,7	7,9
8.	230, 22.02.2007	Ратське – Крехівська	ДКЗ СРСР 01.04.1966 № 4858	15,6	5,9
9.	231, 22.02.2007	Ратське – Мангерівсько-Шостаківська	ДКЗ СРСР 06.03.1968 № 5368	16,1	2,7
10.	232, 22.02.2007	Ратське – Рава-Руська	ДКЗ СРСР 01.04.1966 № 4858	17,0	8,8
11.	233, 22.02.2007	Верещицьке – Мальчицька	ДКЗ СРСР 15.01.1965 № 4501	21,3	4,8
12.	234, 22.02.2007	Верещицьке – Керницька		15,4	0,895
13.	235, 22.02.2007	Золочівське – Вільшаницька	ДКЗ СРСР 28.12.1971 № 6425	26,9	8,98
14.	236, 22.02.2007	Мокротинське – Мокротинська-1	ДКЗ СРСР 22.06.1964 № 4344	16,1	2,7
15.	260, 06.03.2018	Наварійське – Наварійська північна	ДКЗ СРСР 17.11.1965 № 4728	29,0	11,7
16.	261, 06.03.2018	Бібрківське – Будківсько-Підмонастирська	ДКЗ СРСР 26.03.1969 № 5644	29,5	10,5
Самбірське ВУВКГ					
17.	3897, 15.06.2006	Самбірське, ділянка Самбірська	ДКЗ СРСР 1963 р. № 4012	13,6	2,4
КП "Стрийводоканал"					
18.	1997, 06.10.1999	Самбірське, ділянка Самбірська	УкрТКЗ 31.10.1967 № 2358	60,0	6,5
КП "Дрогобичводоканал"					
19.	4091, 18.10.2006	Стрийське, ділянки Любинецька	ДКЗ СРСР 1963 р. № 4012	13,6	2,4
ЖКВ селища Розділ					
20.	2678, 03.06.2002	Новороздільське, ділянка Балка Глибока	УкрТКЗ 15.02.1990 № 4876	4,2	0,41
МКП "МИКОЛАЇВВОДОКАНАЛ"					
21.	3404, 02.09.2004	Миколаївське, ділянка Миколаївська-1	УкрТКЗ 17.09.1974 № 3606	12,460	співставні з кількістю затверджених запасів
КП "ЧЕРВОНОГРАДВОДОКАНАЛ"					
22.	3915, 26.06.2006	Червоноградське, ділянка Червоноградська	ДКЗ СРСР 14.04.1976 № 7611	12,7	3,91
МКП "ЯВОРІВВОДА"					

22.	5323, 13.01.2011	Новояворівське, ділянка Шкловська	ДКЗ СРСР 01.12.1960 № 3221	20,0	1,7
МКП "НОВОЯВОРІВСЬКВОДОКАНАЛ"					
23.	4907, 10.02.2009	Новояворівське, ділянка Новояворівська Верхня	УкрТКЗ .12.1985 № 4514	4,0	3,1
		Новояворівське, ділянка Новояворівська Нижня		8,0	дані відсутні

Відповідно до інформації голови Ради національної безпеки і оборони України Олексія Данілова, розміщеної на сайті РНБО України [2], в умовах зміни клімату важливим є, зокрема, питання проведення повної інвентаризації джерел підземних вод питної якості й артезіанських свердловин з метою залучення їх до систем водопостачання. У той же час сучасний стан експлуатаційних запасів родовищ (їх ділянок), розвіданих понад 30-60 років тому, їх водогосподарські, санітарні умови, екологічні фактори, що впливають на кількість, якість, напрям або ефективність використання підземних вод, залишаються невідомими (недослідженими в сучасних умовах).

Сучасні аспекти затвердження експлуатаційних запасів питних підземних вод, визначені законодавством, дозволяють схарактеризувати чинники щодо необхідності проведення повторної геолого-економічної оцінки таких родовищ.

Положенням про порядок проведення державної експертизи та оцінки запасів корисних копалин (затверджене постановою Кабінету Міністрів України від 22.12.1994 № 865) (пункт 25) і Інструкцією із застосування Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр до родовищ питних і технічних підземних вод (зареєстрована в Міністерстві юстиції України за № 109/4330) (пункт 11.4) схарактеризовані випадки проведення повторної геолого-економічної оцінки, зокрема експлуатаційних запасів питних підземних вод, зокрема [3, 4]:

– збільшення або зменшення обсягів балансових запасів категорій $A+B+C_1$ у порівнянні з раніше затвердженими більше ніж на 20 % унаслідок додаткових геологорозвідувальних робіт або гідрогеологічних досліджень під час експлуатації;

– перегляду кондицій, вимог стандартів або технічних умов до якості підземних вод або зміни напряму їх використання;

– порушення водогосподарських, природних або санітарних умов, щодо яких запаси були затверджені; виявлення додаткових економічних чи екологічних факторів, які суттєво впливають на кількість, якість, напрям або ефективність використання підземних вод;

– перевищення водовідбором більше ніж на 50 % сумарної величини затверджених розвіданих запасів категорії А + В;

– перевищення затвердженого терміну експлуатації питних вод, якщо при цьому виникає потреба реконструкції водозабірних споруд у зв'язку зі зміною умов експлуатації;

– у разі залучення до експлуатації родовищ, що не розробляються, якщо з моменту затвердження експлуатаційних запасів минуло понад 10 років.

Встановлено, що відповідно до Податкового кодексу України (зі змінами), прийнятого в грудні 2010 році [5], відбувається обчислення податкових зобов'язань з рентної плати за формулою, що застосовує величину коефіцієнту рентабельності гірничого підприємства, обчисленого у матеріалах геолого-економічної оцінки запасів корисних копалин ділянки надр. Балансові експлуатаційні запаси питних підземних вод ототожнюються з балансовими видобувними запасами корисних копалин. Відповідно до Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр, затвердженої постановою Кабінету Міністрів України від 05.05.1997 № 432 [6] для видобувних запасів – рентабельність виробничої діяльності гірничодобувного підприємства (промислу), що проектується, визначена Державною комісією України по запасах корисних копалин (далі – ДКЗ), повинна перевищувати ставку рефінансування Національного банку України за умови раціонального використання технічних засобів і технологій та дотримання вимог щодо охорони надр і навколишнього природного середовища. При цьому, коефіцієнт рентабельності ДКЗ для ділянок надр (родовищ, ділянок родовищ), що експлуатуються відповідно до

спеціальних дозволів на користування надрами суб'єктами господарювання, зазначеними в таблиці 1, – не розглядався. Гірничі підприємства, що порушили строк регулярної повторної геолого-економічної оцінки запасів корисних копалин ділянки надр, обчислюють податкові зобов'язання із застосуванням коефіцієнта рентабельності, що дорівнює трикратному розміру облікової ставки Національного банку України.

Для родовищ (ділянок), що експлуатують користувачі надр, зазначені в таблиці 1, схарактеризовані такі чинники, що зумовлюють необхідність проведення їх повторної геолого-економічної оцінки, зокрема:

1) перегляд вимог якості питних підземних вод – затвердження ДСанПіН 2.2.4-171-10 "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною", що нині регламентують вимоги до якості питних підземних вод і мають набагато ширший перелік показників відносно тих, що нормувались під час оцінки запасів ДКЗ СРСР (УкрТКЗ);

2) економічні, що впливають на кількість або ефективність використання підземних вод: відповідно до спеціальних дозволів на користування надрами надано в користування 4,0-114,0 тис. $м^3$/добу, а використовується значно менше (на рівні 0,41-91,2 тис. $м^3$/добу або переважно близько 5,8-52 %, в окремих випадках до 80,0 %) протягом 2017 року за даними паспортів ділянок надр); поява нової Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр (затверджена постановою Кабінету Міністрів України від 05.05.1997 № 432), що встановлює вимоги до балансових експлуатаційних запасів питних підземних вод (запаси корисних копалин ділянки надр, для яких на момент проведення геолого-економічної оцінки згідно з техніко-економічними розрахунками та/або матеріалами фінансової звітності доведено, що коефіцієнт рентабельності продукції гірничодобувного підприємства (розрахунковий та/або фактичний) є достатнім для економічно ефективного видобування корисних копалин на такій ділянці надр).

Відповідно до Закону України "Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення" принципом державної політики у сфері питної води, питного водопостачання та водовідведення є, зокрема, обов'язковість державної експертизи і оцінки експлуатаційних запасів підземних вод для питного водопостачання [7].

Для проведення повторної геолого-економічної оцінки ДКЗ має рекомендувати користувачам надр звернутись до Державної служби геології та надр України для проведення державної реєстрації робіт і досліджень, пов'язаних із геологічним вивченням надр і визначення строків проведення такої роботи.

Висновок. Рішення, що приймались ДКЗ СРСР (УкрТКЗ), зокрема, викладені у відповідних протоколах щодо затвердження балансових експлуатаційних запасів питних підземних вод, мають бути переглянутими в сучасних умовах проведення державної експертизи та оцінки запасів корисних копалин, оскільки умови і вимоги до оцінки запасів і державної експертизи, що проводяться нині, відрізняються від умов проведення такої експертизи близько 60-45 років тому назад. Таку роботу мають проводити користувачі надр після отримання спеціального дозволу на користування надрами в установленому порядку.

Література:

1. Державний баланс запасів корисних копалин України "Питні і технічні підземні води". ДНВП "Геоінформ України". Книга 14 – 2019. С. – 57.

2. https://www.rnbo.gov.ua/ua/Diialnist/4601.html.

3. Про затвердження Положення про порядок проведення державної експертизи та оцінки запасів корисних копалин / Постанова Кабінету Міністрів України; Положення від 22.12.1994 № 865.

4. Про затвердження Інструкції із застосування Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр до родовищ питних і технічних підземних вод / Офіційний вісник України офіційне видання від 24.03.2000 – 2000 р., № 10, стор. 48, стаття 388, код акта 15108/2000.

5. Податковий кодекс України / Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2011, № 13-14, № 15-16, № 17, ст. 112.

6. Про затвердження Класифікації запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр / Офіційний вісник України офіційне видання від 1997 – 1997 р., № 19, стор. 104, код акта 700/1997.

7. Закон України "Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення" / Офіційний вісник України офіційне видання від 22.02.2002 – 2002 р., № 6, стор. 1, стаття 223, код акта 21400/2002.

ПРОЯВИ ГЛОБАЛЬНОГО ПОТЕПЛІННЯ У ЗМІНАХ БАЛАНСУ ПІДЗЕМНИХ ВОД ТА РІЧОК

О.Л. Шевченко, В.І. Осадчий
Український гідрометеорологічний інститут (УкрГМІ)

GLOBAL WARMING MANIFESTATIONS IN CHANGES OF GROUNDWATER AND RIVERS BALANCE

O.Shevchenko, V. Osadchy
Ukrainian Hydrometeorological Institute, Kyiv, Ukraine

Water balance assessment is the most representative and effective tool for identifying real threats to surface and groundwater resources in the context of global warming.

Сучасна кліматологія, гідрологія та гідрогеологія, які завжди мали спільний об’єкт досліджень – гідросферу, нині поєднались ще тісніше в контексті єдиної проблеми – глобального потепління. В переліку об’єднуючих категорій, критеріїв та явищ, які найбільш виразно реагують на цю загрозу та так чи інакше розглядаються означеними напрямками науки, вирізняються: атмосферні опади, інфільтраційне живлення, випаровування, повені, водні ресурси, стік. Більшість із цих понять є складовими ще однієї категорії – «*водного балансу*». Саме через баланс можна виявити та найбільш ґрунтовно пояснити причинно-наслідкові зв’язки між змінами кількості опадів, рівнів ґрунтових вод, обсягів підземного стоку до річок та річкового стоку. Якщо ж ми хочемо виявити зв'язок цих показників із температурою, варто застосувати статистичні методи або методи аналітичного прогнозування. Перевага статистичних методів над аналітичними є істотною і пояснюється використанням більш тісних, забезпечених багаторічними фактичними даними емпіричних залежностей.

Існування глобального потепління, завдяки таким очевидним проявам за останні 5 років, як падіння рівнів води в криницях, пересихання малих річок, вже не викликає сумнівів. Проте, в окремих аспектах воно не стало першопричиною, а лише загострило або прискорило існуючі проблеми, тенденції та процеси. Зокрема це стосується ресурсів прісних підземних вод. Їх поступове вичерпання почалось ще з початком формування великих депресій в п’єзометричних поверхнях напірних водоносних горизонтів, що проявилось, врешті решт, в інверсії напорів водоносних горизонтів в долинах річок в межах впливу великих групових водозаборів.

Якщо вважати, що в багаторічному плані живлення підземних вод усіх горизонтів зони вільного водообміну за природних умов близьке до величини їх розвантаження, то і величина підземного стоку в річки буде наближатись до загального живлення водоносних горизонтів водообмінної системи. Різниця між двома останніми величинами буде обумовлена втратами підземних вод на перетікання у глибокі горизонти, які не дренуються річками, за умов, якщо немає перетікання в суміжні структури та вище розташовані горизонти. Глибокий врізДніпра та великі розміри Дніпровського басейну, згідно висновків Пашковського І.С. [1], дають підстави до міркувань про майже повне дренування водоносних комплексів зони вільного водообміну усією системою малих та великих річок. Звідси випливає, що для малих річок частка стоку безнапірних ґрунтових вод відіграє визначальну роль серед джерел підземного живлення, а природні ресурси

глибоких артезіанських вод тут не будуть пов'язані з річками. Натомість на водозборах великих річок з глибоким базисом ерозії, таких як Дніпро, Дністер та ін., значна частка глибокого підземного стоку розвантажується в річки. Тобто, із збільшенням рангу річки та поглибленням базису ерозії зростає частка глибинного живлення у загальному підземному живленні. Можна припускати, що усі водоносні горизонти зони інтенсивного водообміну в непорушених умовах зберігають відносно сталий рівень ($\Delta H = 0$) завдяки відтоку всього додаткового живлення (динамічних ресурсів $\Sigma Q_б$) у великі річки та моря:

$$\sum Q_б \pm Q_w = \pm \frac{\mu \Delta H \cdot F}{\Delta t}, \qquad (1)$$

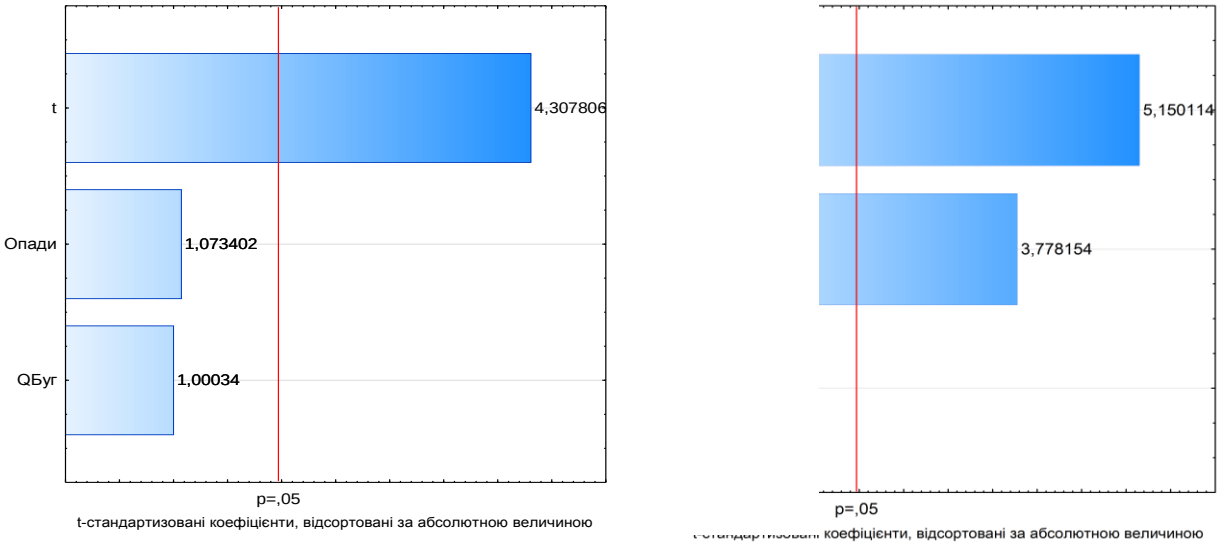
Тобто, при $\Delta H = 0$, $\Sigma Q_б = Q_w$, де μ – водовіддача або брак насичення, ΔH – зміна рівня за час Δt; Q_w - витрата інфільтраційного живлення; F – площа виділеної ділянки (комірки або блоку) водозбору. Отже, для річок найвищого порядку, таких як Дніпро, цілком коректно вираховувати величину стоку ґрунтових вод в річку з величин їх інфільтраційного живлення, а відновлювану частину прогнозних ресурсів підземних вод ототожнювати із динамічними ресурсами.

Для уяви про роль підземного стоку у живленні річок наведемо наступний приклад. Так, для частини Деснянського водозбору площею 37620 км^2 з розрахунків середнього багаторічного водного балансу, ще до початку помітного впливу глобального потепління, було отримано величину інфільтраційного живлення в кількості 109,4 мм/рік, що складало 18,8% від суми опадів, при втратах на випаровування 66,1% від суми опадів [2]. Сума грунтового (73,4 мм/рік, – 12,6% від середньобагаторічної суми опадів) та артезіанського (36,0 мм/рік, – 6% від норми опадів) стоку повністю відповідала інфільтраційному живленню. По відношенню до загального стоку підземний стік (109,4 мм) складав 55,5%, з яких 37,3% – ґрунтовий стік, 18,2% – артезіанський [2].

Що ж відбувається з водними ресурсами останні 25 років. Згідно наших спостережень та статистичного аналізу, приблизно до 1998р. вплив підвищення температури на РГВ та поверхневий стік був дещо меншим ніж зараз і проявлявся у зростанні інфільтраційного живлення ґрунтових вод (переважно за рахунок зимових відлиг) [3]. Отже, не зважаючи на широкомасштабні підтоплення, які в центральних та північних регіонах несправедливо пов'язували із техногенними причинами, зростання температури зумовлювало позитивний вплив на запаси та ресурси ґрунтових вод, які в свою чергу підтримували достатньо високий і стабільний поверхневий стік. Перехід до маловодного циклу після 1998-1999 рр. досить чітко проявив цю залежність: поверхневий стік помітно збільшився саме в періоди його підземного регулювання – під час зимових та літніх меженей. Натомість повеневі витрати річок зменшились.

За спостереженнями та розрахунками по басейну р. Півд. Буг, починаючи з 1999 р. ваговий коефіцієнт впливу температури помітно зріс, а зв'язок між підземним і поверхневим стоком впав за значущі межі (рис. 1). Загальний тренд зростання підземного стоку за останні 20 років дещо виположився але суттєво зросла амплітуда між річними мінімумами та максимумами підземного стоку. Причиною цьому стало припинення зростання зимових температур (без врахування зими 2019-2020 рр.) і прискорення зростання температур теплого періоду. Період 2005-2011 рр. можна визнати періодом середньої та підвищеної водності, що сприяло відновленню запасів ґрунтових вод.

Останні два десятиріччя вплив температури на стік посилився, але виражається він, як у періодичному сприянні живленню ґрунтових вод, так і їх виснаженню за рахунок випаровування, яке азонально зростає. Залежність підземного стоку від кількості опадів за цей (другий) період зменшилась, що створює негативні передумови для компенсації видаткових складових балансу ґрунтових вод [4]. Очевидно, ці причини призвели до зменшення інфільтраційного живлення ґрунтових вод і загальний тренд підземного стоку почав знижуватись. Різко нерівномірний характер підземного стоку за два останні десятиріччя відобразився на нерівномірності поверхневого стоку. При цьому роль температури, як чинника впливу на стік, продовжує зростати.



А *б*

Рис. 1. Діаграми значень стандартизованих коефіцієнтів змінних, що демонструють залежність підземного стоку (*а*) та рівня ґрунтових вод (*б*) від опадів, температури (t) і витрат р. П.Буг (QБуг) на період 1999-2016 рр. для прирічкового типу режиму ґрунтових вод (район м. Хмільник Вінницької області). Червона лінія відображає межу значимості чинника.

Не скомпенсовані достатнім інфільтраційним живленням значні витрати ґрунтових вод (особливо у 2014 р.) повинні призвести до зменшення їх ємнісних запасів. Дійсно, останні 6-7 років відрізняються значними перепадами обсягів річного підземного стоку: максимальний стік 2013-2014 рр. (в середньому 0,57 $м^3$/добу/м) змінився на значення у 0,21 $м^3$/добу/м в 2015-2019 рр., що є наслідком аномально низької кількості опадів у 2015 р. На хронологічному графіку за 37 років (рис. 2) інтервали настання мінімумів стоку з часом стають коротшими: після максимума 1997 р. – 6 років, 2005 р. – 3 і 5 років, 2014 р. – через рік. Тривалість періодів мінімального стоку на нашу думку з часом буде подовжуватись а періодичність настання мінімумів, – зменшуватись. Такі зміни можуть демонструвати початок нового етапу поступового спрацювання запасів та зменшення природних ресурсів підземних вод.

Останніми роками ці припущення підтверджується стійким зниженням рівнів напірних міжпластових вод у Миколаївській, Одеській, Херсонській, Вінницькій, Хмельницькій [5], Львівській, Київській, Волинській та інших областях.

За результатами множинного кореляційного аналізу зв'язок між режимом поверхневого та підземного стоку виявився *невисоким,* особливо під час другої фази, навіть для ділянок з прибережним типом режиму ґрунтових вод. Причина полягає у різній реакції того й іншого на підвищення температури. *Поверхневий стік,* зокрема р. Південний Буг, при підвищенні температури *зменшується***,** особливо інтенсивно під час другої фази (1999- наш час). В той же час стік ґрунтових вод зростає, особливо інтенсивно під час першої фази. Поверхневий стік також виявився більш залежним від опадів, ніж підземний - незначне зменшення кількості опадів призвело до біль різкого падіння поверхневого стоку.

За природних умов, при зниженні рівнів ґрунтових вод на вододільній (міжрічковій), тобто водозбірній частині, недоотримують живлення також і напірні води, що залягають під першими водотривами. Рівні останніх починають повільно знижуватись. В заплавах, де відбувається розвантаження напірних вод в річки та ґрунтові води, їх витрати якийсь час зростають внаслідок збільшення вертикального градієнту при падінні рівнів ґрунтових та поверхневих вод. Стік ґрунтових вод в річки, навіть у маловодні періоди, може зростати (згідно розрахунків стоку за 2014 рік в р. Півд. Буг (рис.2)), що спричинюється збільшенням градієнту потоку за аномального падінні рівня води в річках. Отже інтенсивність спрацювання пружних запасів підземних вод посилюється, хоча це стримує різке обміління річок та підтримує мінімальні меженні витрати.

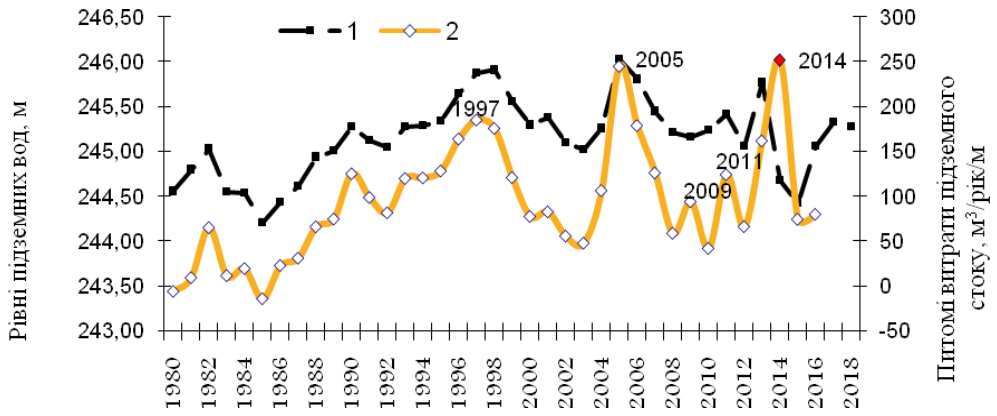


Рис. 2. Динаміка рівнів грунтових вод (1) та їх питомих витрат (2) до р. Півд. Буг за період 1980-2017 рр.

За умов техногенного впливу, тобто коли рівні напірних вод нижчі ніж за РГВ не лише на вододілах а й в долинах річок, виснаження підземних прісних вод відбувається ще більш інтенсивно. При цьому річки можуть бути позбавлені постійного напірного живлення практично повністю, оскільки рівні напірних вод нижчі за рівні води в річках. Проте, за даних умов, останні отримують більше живлення за рахунок скидання в них використаних підземних вод через очисні станції та каналізаційну мережу (в рідких випадках). Для прикладу: на території Київського родовища підземних вод найбільш помітні зміни витрат характерні для четвертинного водоносного комплексу, а зміни рівневого режиму – для водоносного горизонту у відкладах орельської світи байоського ярусу середньої юри. В порушених умовах розвантаження в річку з четвертинного горизонту зменшується. Як зазначалося вище, для незарегульованих річок глобальне потепління призводить до збільшення стоку грунтових вод, що часто перевищує вплив техногенезу. Якщо річка зарегульована то такий вплив потепління проявляється щонайменше.

Під час другої фази глобального потепління, що накладається на маловодний цикл (почався з 2013-2014 рр.), підземні прісні води зазнають найбільших втрат. По-перше їх природне живлення за рахунок перетікання ґрунтових вод зменшується, а розвантаження в заплавах річок на перший час зростає; по-друге, відібрані великими міськими водозаборами підземні води не повертаються а скидаються в річки, по-третє, після пересихання шахтних колодязів і криниць сільські жителі та інші власники приватних будинків переорієнтовуються на глибші, напірні водоносні горизонти. Виправити ситуацію може облаштування басейнів зарегулювання повеневого стоку та інфільтраційного поповнення підземних вод на терасах річок. До подібних басейнів, але з менш проникними фільтраційно-сорбційними екранами, слід скидати також попередньо очищені комунальні стоки міст та селищ з централізованим водовідведенням.

Якщо зростання температури матиме незворотний характер, це призведе і до незворотного зниження рівнів грунтових вод, які встановлюватимуться у відповідності до нових меж кліматичних зон, що зміщуються на північ. Тобто у Лісовій зоні (Полісся) РГВ згодом встановляться на глибинах характерних для Лісостепу (2,0-4,0 м), а на території останнього, - на рівнях характерних для Степової зони України (> 4-5 м).

Очевидно, що залежні від підземного стоку річки будуть найбільш вразливі у літній період. Слід очікувати обміління та пересихання річок влітку, особливо там, де їх верхня частина опиняється в зоні впливу великих підземних водозаборів. Згідно множинної параметричної кореляції за Пірсоном та непараметричної за Спірменом найвищий кореляційний зв'язок підземного (грунтового) стоку серед проаналізованих чинників, - з температурою повітря. На попередньому етапі (1980-1998 рр.) коефіцієнт кореляції між ними складав 0,33, проте рівень залежності між опадами і температурою визначався більшим значенням коефіцієнта – 0,53. Залежність підземного стоку від опадів невисока: на першому етапі R = 0,24.

Висновки. Істотне зменшення інфільтраційного живлення ґрунтових вод, починаючи з 2014 р., призвело до зниження їх рівнів та зниження рівнів води в річках, що у свою чергу значно посилює дренування та спрацювання запасів підземних вод. За співставленням рівнів та обсягів стоку ґрунтових вод до р. Півд. Буг та її приток, проглядаються асинхронні аномальні коливання починаючи з 2006-2009 рр. За умов, коли РГВ істотно знижуються а стік ґрунтових вод до річок зростає (як у 2014 р.) відбувається найбільш відчутне виснаження запасів ґрунтових вод. Сучасними проявами впливу глобального потепління на водні ресурси є зниження рівнів та ємнісних запасів ґрунтових вод а також зменшення загального поверхневого водного стоку при збільшенні у ньому частки підземного стоку. При збереженні даної тенденції відбуватиметься і поступове зменшення природних ресурсів *напірних* підземних вод. У зв'язку із цим необхідно запроваджувати жорсткий контроль за використанням запасів прісних підземних вод, не допускаючи їх технічного використання.

Оцінка водного балансу є найбільш репрезентативним та ефективним інструментарієм з виявлення реальних загроз для ресурсів поверхневих та підземних вод в умовах глобального потепління.

Література:

1. *Пашковский И.С. Подземный сток в многопластовых системах // Ресурсы подземных вод. Современные проблемы изучения и использования: Мат-лы межд. науч. конф. (13-14.05.2010, Москва), М.: Изд-во МАКС Пресс, 2010. – С.221-227.*

2. *Куделин Б.И. Принципы региональной оценки естественных ресурсов подземных вод. М.:МГУ, 1960. – 344 с.*

3. *Shevchenko, O., Osadchiy, V., Charnyi, D.V., Onanko, Y.A., Grebin, V.V. Influence of global warming on the groundwater resources of the Southern Bug River basin (2019) 18th International Conference «Geoinformatics: Theoretical and Applied Aspects», Geoinformatics 2019, art.no. 15890. Conference Paper Cite Score 2019 (Kyiv; 13-16 May 2019).*

4. *Шевченко А.Л., Осадчий В.И., Чарный Д.В. Изменения режима, баланса и ресурсов подземных вод Полесья и лесостепи Украины под влиянием глобального потепления // Вучоныя записки Бресцкага універсітэта. 2019. - Вып. 15, Ч. 2. - С. 117-128.*

5. *Шевченко О.Л., Чарний Д.В., Шум І.П., Осадчий В.І. Загрози для ресурсів підземних вод, викликані глобальним потеплінням клімату // Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування: мат-ли 6-ї міжнар. наук.-пр. конф. (7-11 жовтня 2019 р., м.Трускавець). – К.:ДКЗ, 2019. - Т.2. – С. 286-290.*

МОНІТОРИНГ СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ ТИСА

Шендер І.О., Печко В.В., Сусліков Л.М.
Ужгородський національний університет, м. Ужгород

RESEARCH STATUS OF THE TISA RIVER BASIN WATER

Shender I.O., Pechko V.V., Suslikov L.M.
Uzhorod National University, Uzhorod

The existing methods for determining the conceptions of heavy metals in of them, and their usage were described. It is shown that for determination of heavy metals concentration in surface, the most effective method is atom absorption spectrophotometry method. The concentration of metals in surface waters of Transcarpatia was investigated. It is shown that the concentration of metals throughout the time is within maximum permissible concentration.

Серед найважливіших антропогенних екологічних осередків забруднень потрібно відмітити забруднення водного середовища важкими металами. Через це актуальним є постійний контроль вмісту важких металів у гідросфері.

Завдання даної роботи полягало у визначенні концентрації важких металів,

зокрема міді, цинку та свинцю у водному басейні р. Тиса Закарпатської області. Дослідження проводилося протягом 2018-2019 років. Проби для дослідження відбиралися в 5 географічних пунктах, розташованих вздовж течії річки Тиса: с. Ділове, с. Солотвино, м. Тячів, с. Вілок, м. Чоп на струмені потоку глибиною 0.2 – 0.5 м від поверхні. Обсяг відібраної проби становить 50 см3. Дослідження вмісту важких металів здійснювалися на атомно-абсорбційному спектрофотометрі високої роздільної здатності з джерелом суцільного спектру ContrAA 700 полум'яним методом, абсолютна чутливість приладу 10^{12} – 10^{14} грам, точність 5-10%, швидкість електротермічної атомізації 3-4 хвилини.

На рис. 1, 2, 3 та 4 наведено результати дослідження вмісту міді, цинку, та свинцю у місцях відбору проб: с. Ділове, с. Солотвино, м. Тячів, с. Вілок, м. Чоп, протягом періоду часу з лютого 2018 року по січень 2019 року. Як видно з рисунку 1 найбільшою виявилася концентрація цинку, незалежно від місця відбору проб. Незначним є коливання міді, а вміст свинцю у поверхневих водах відповідав фоновим концентраціям.

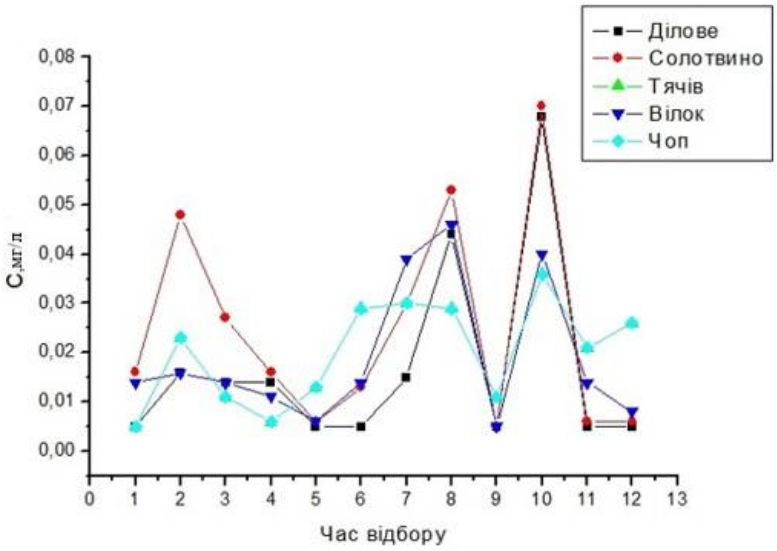


Рис 1. Середньорічна концентрація вмісту важких металів у р. Тиса в залежності від місця відбору проб: 1 – вище впадіння Вішеу, с. Ділове; 2 – міст смт. Солотвино; 3 – автоматична станція спостереження м. Тячів; 4 – міст с. Віток; 5 – міст м. Чоп.

На рис. 2 наведена часова зміна концентрації цинку в місцях відбору проб. Спостерігається підвищений вміст цинку у створах спостереження. Проте він не перевищував норми гранично допустимої концентрації (ГДК = 1.0 мг/дм^3).

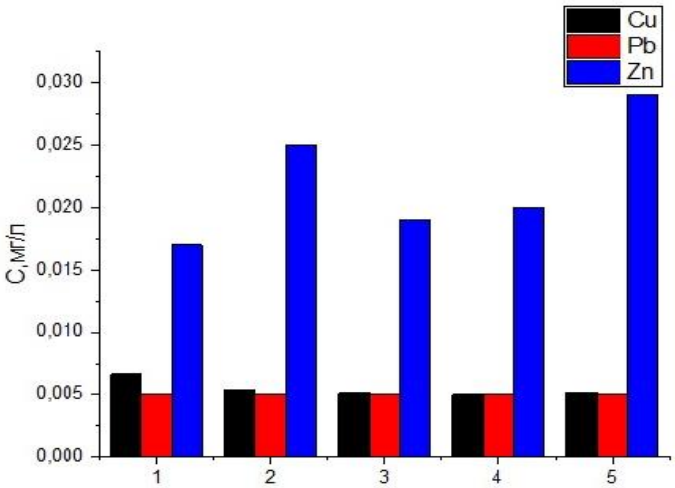


Рис 2. Часова характеристика зміни концентрації цинку в залежності від місця відбору проб: 1-11 – період з лютого по грудень 2018 року; 12 – січень 2019 року.

На рис. 3 наведено часову зміну концентрації свинцю. Характерно, що вміст свинцю у всіх місцях спостереження в межах похибки не залежить ні від пункту відбору проб, ні від часу відбору і знаходиться в межах ГДК, що становить 0.03 мг/дм^3. Це свідчить про те, що свинцю у поверхневих водах басейну р. Тиса відповідає фоновій концентрації.

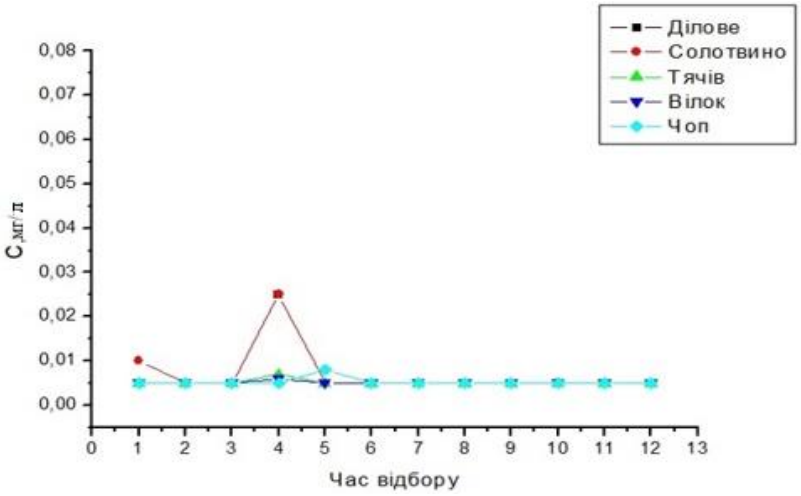


Рис.3. Часова характеристика зміни концентрації свинцю в залежності від місця відбору проб: 1-11 – період з лютого по грудень 2018 року; 12 – січень 2019 року

На рис. 4 наведено часову зміну концентрації міді в місцях відбору проб. Максимум, що спостерігається в травні 2018 р. в районі с. Солотвино, пов'язаний з викидами в р. Тиса шахтних вод гірничо-видобувного підприємства, розташованого в м. Бая Борша (Румунія). Загалом же концентрація міді не перевищує норми ГДК (0.1мг/дм^3) незалежно від часу та місця відбору проб. Незначні коливання пов'язані з вимиванням з грунтів мідних добрив, шляхом просочування талої та дощової води.

Отже, слід зазначити, що результати досліджень свідчать про задовільний стан водного басейну р. Тиса протягом досліджуваного періоду часу.

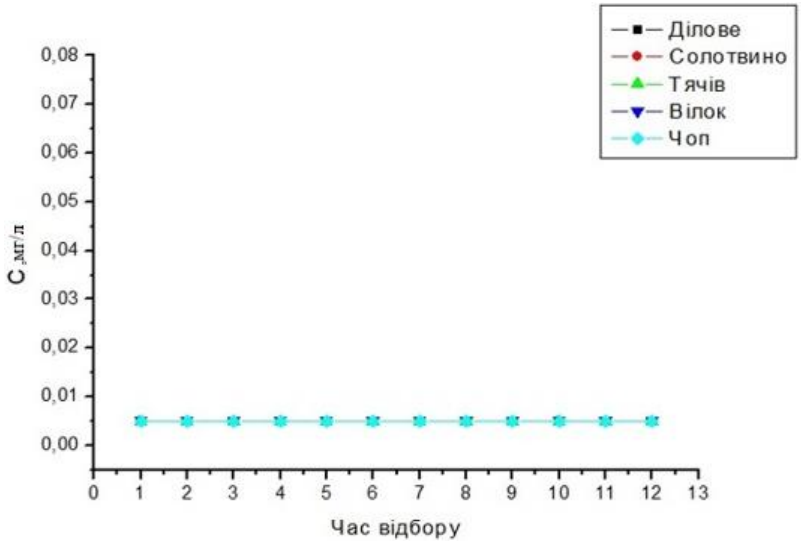


Рис. 4. Часова характеристика зміни концентрації міді в залежності від місця відбору проб: 1-11 – період з лютого по грудень 2018 року; 12 – січень 2019 року

Література

1. Шпак Г."Моніторинг довкілля та інженерні методи захисту біосфери". – Державний Університет: "Львівська політехніка", 1997.-233с.

2. Бабич Б. И., Григорьев Е. Г. "Охрана и рациональное использование водных ресурсов". – Москва: "Знание", 1987. – 268с.

3. Кочура Н. О. "Охорона і раціональне використання природніх ресурсів". – Київ: "Урожай", 1989. – 275с.

НЕСАНКЦІОНОВАНІ ВРІЗКИ У НАФТОПРОДУКТОПРОВОДИ ЯК ФАКТОР РИЗИКІВ АВАРІЙНОСТІ ТА ЕКОЛОГІЧНИХ ЗБИТКІВ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Шуригін В. І., Рак Ю. М., Карабин В. В.

Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, м. Львів

UNAUTHORIZED INSERTS IN OIL PRODUCT PIPELINES AS A FACTOR OF ACCIDENTS AND ENVIRONMENTAL DAMAGES OF THE LVIV REGION

Shuryhin V., Rak Y., Karabyn V.

Lviv State University of Life Safety

The article considers the dynamics of accidents on oil pipelines in the Lviv region. The characteristics, consequences and scale of unauthorized insertions, which entail not only economic losses, but also environmental damage, are presented. Measures are proposed to protect oil pipelines from unauthorized insertions, which helps reduce the risk of incidents on pipeline systems.

У зміцненні паливно-енергетичного комплексу України важливу роль відіграє розвиток трубопровідного транспорту, причому значення його в міру освоєння нових родовищ нафти і газу, віддалених від основних споживачів, постійно зростає. Трубопровідний транспорт найбільш економічний. Так, у порівнянні із залізницями доставка нафтопродуктів по трубах здійснюється в 2-3 рази швидше, до 3,5% менші втрати вантажу, надійніше постачання, вища технічна культура обслуговування підприємств-споживачів [1].

Існуюча розвинута інфраструктура нафтотранспортних магістралей України володіє достатніми потужностями для забезпечення своєчасного постачання вуглеводневої сировини як на зовнішній, так і внутрішній ринок, що сприяє підвищенню та стабілізації енергетичної безпеки не лише нашої країни, а й країн Європейського Союзу, а також є вагомим джерелом доходів для поповнення бюджету держави [2].

Система магістральних нафтопроводів України включає в себе 4767 км нафтопроводів (в однонитковому виразі) діаметром до 1220 мм включно [3].

Основними нафтопродуктопроводами на території Львівської області є нафтопровід «Дружба» та продуктопровід ДП «ПрикарпатЗахідтранс». Згідно з даними, наданими Львівдержекоінспекцією впродовж 2016-2019 відбулось 6 аварійних ситуацій, спричинених незаконними врізками в трубопровідний транспорт. Унаслідок незаконних втручань в роботу нафпродуктопроводу у межах Львівської області було завдано екологічних збитків, а саме: забруднення земель загальною площею 7502 м. кв., забруднення поверхневих вод річок Яблунівка та Струга.

Негативна дія на ґрунтово-рослинний шар зводиться, в основному, до зниження біологічної активності ґрунтів і фітомаси рослинного покриву. Внаслідок просочування та фільтрації крізь ґрунти нафтопродукти можуть проникати у ґрунтові води, де внаслідок конвективного перенесення розповсюджуються на значні відстані, погіршуючи якість води у населених пунктах. Викиди нафтопродуктів у водне середовище є найбільш шкідливим,

оскільки концентрація їх у кількості 0,1 мг/л води робить її непридатною для використання. Крім цього, нафта розливаючись на поверхні води тонким шаром, утворює нафтову пляму і захоплює, залежно від масштабів викидів, простір у десятки квадратних кілометрів [4-5]**.** Нафтопродукти, які надходять на поверхню ґрунту навіть у помірній кількості деградують дуже повільно [6-7].

Незаконне втручання в роботу нафтопродуктопроводів завдає непоправної шкоди навколишньому середовищу, а тому, з метою попередження, потребує комплексного вирішення проблеми, а саме :

- посилення відповідальності за пошкодження і незаконне втручання в технологічну роботу магістральних та промислових газопроводів, нафтопроводів, нафтопродуктопроводів і конденсатопроводів;
- залучення досвіду боротьби європейських країн з незаконними врізками;
- задіяння скоординованих та спільних дій як з боку відповідних нафтогазових компаній, так і силових структур та державних установ на всіх рівнях.

Література

1. Малишевська О. С. Причини та наслідки надзвичайних ситуацій на нафтотранспортній системі України і шляхи їх усунення / О. С. Малишевська, С. А. Галігузова // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. - 2013. - № 2. - С. 12-20.

2. Бортняк О. М. Технічні та екологічні аспекти несанкціонованого втручання у магістральні нафтопроводи / О. М. Бортняк, М. П. Школьний, Й. В. Якимів, Р. С. Варик // Прикарпатський вісник НТШ. - 2017. - № 1. - С. 260-266.

3. Аналітичний огляд стану техногенної та природної безпеки в Україні за 2018 рік. – [Електронний ресурс]. – Доступний з https://www.dsns.gov.ua/

4. Малишевська О. С. Аналіз масштабів і наслідків небезпечних ситуацій на нафто, газо-, продуктопроводах Івано-Франківської області / О. С. Малишевська// Науковий вісник ІФНТУНГ. 2010. - № 3. - С. 184-188.

5. Карабин В. В. Теоретично-методичні аспекти регіональної оцінки стану геологічного середовища в районах розвідки та видобутку вуглеводнів // Мінеральні ресурси України. - 2000. - N 2. - С. 11-13.

6. Русин І.Б., Мороз О.М., Карабин В.В., Кулачковський О.Р., Гудзь С.П. Біодеградація вуглеводнів нафти дріжджами роду Candida / І.Б. Русин, О.М. Мороз, В.В. Карабин, О.Р. Кулачковський, С.П. Гудзь // Мікробіологічний журнал, 2003. – № 6, том 65. – С.36-42.

7. Karabyn V., Popovych V., Shainoha I., Lazaruk Ya. Long-term monitoring of oil contamination of profile-differentiated soils on the site of influence of oil-and-gas wells in the central part of the Boryslav-Pokuttya oil-and-gas bearing area. Pet Coal; 2019, 61(1): 81-89.

СУЧАСНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДНИХ РЕСУРСІВ БАСЕЙНУ ДНІСТРА

І. С. Єзловецька

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

THE CURRENT ECOLOGICAL STATE OF WATER RESOURCES OF THE DNIESTER BASIN

I. S. Yezlovetska

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

Resume. A modern ecological assessment of water quality in representative areas of the Upper and Middle Dniester basins has been performed. The list of priority pollutants is determined. The role of technogenic load in the formation of water quality of the Dniester basin is estimated.

На сьогодні основні проблеми якості природних вод України виникають в результаті тиску техногенних чинників (недостатнє очищення побутових стічних вод, слабкий контроль за скиданням забруднених промислових стічних вод та ін.), тобто обумовлені екологічно руйнівними моделями розвитку економіки і використання водних ресурсів [1-6]. Відповідно порушується природний баланс водних екосистем, виникає загроза функціонуванню біоресурсів і здоров'ю людини. Тому головними завданнями держави є охорона водних об'єктів, покращення їх екологічного стану та відтворення водних екосистем в цілому. Сучасні підходи до управління водними ресурсами [1,7] вимагають, в першу чергу, оцінки якості води водних об'єктів та вивчення зміни їх екологічного стану під впливом діяльності людини.

Особливо важливо це для басейну Дністра – транскордонного водогосподарського комплексу багатоцільового призначення з високим рівнем техногенного навантаження на водні екосистеми [6,8,9]. При цьому водними ресурсами Дністра забезпечується близько 5 % загальних потреб України у прісній воді [10,11]. Тому метою роботи є оцінювання сучасного екологічного стану репрезентативних ділянок басейну Дністра.

Екологічну оцінку якості поверхневих вод басейну Дністра виконували за «Методикою…» [12], яка базується на екосистемному принципі, прийнятому в ЄС [7]. Якість води оцінювали за 23 показниками, об'єднаними в три блоки: сольового складу (1), трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників (2), показників вмісту специфічних речовин токсичної дії (3). Період спостереження – 2018 рік. Результати наведені у вигляді об'єднаної оцінки (за інтегральним екологічним індексом I_E), яка ґрунтується на заключних висновках по трьох блоках показників (за інтегральними блоковими індексами I_1, I_2, I_3).

Дослідження проводили на 19 пунктах спостережень, згрупованих по ділянках, а саме:

а) ділянки басейну Верхнього Дністра (від м. Роздол до м. Заліщики);

б) ділянки басейну Середнього Дністра (від м. Заліщики до м. Сороки):

- до каскаду Дністровських водосховищ (від м. Заліщики до м. Хотин);
- каскад Дністровських водосховищ (від м. Хотин до м. Могилів-Подільський);
- після каскаду Дністровських водосховищ (від м. Могилів-Подільський до м. Сороки).

Такий розподіл обумовлений різним рівнем техногенного навантаження на ділянки водних об'єктів в басейні Дністра. В результаті аналізу, систематизації та узагальнення офіційних статистичних даних щодо основних показників водовідведення в басейні Дністра [13], встановлено, що найбільші об'єми стічних вод (в тому числі забруднених) зафіксовані в басейні Верхнього Дністра (табл. 1).

Таблиця 1 . Рівень техногенного навантаження на водні ресурси басейну Дністра

Ділянки	Об'єми стічних вод, які привносять у водні об'єкти забруднюючі речовини, млн $м^3$/рік		Кількість забруднюючих речовин, тис. т/рік
	всього	у тому числі забруднених	
Басейн Верхнього Дністра			
В цілому по ділянках Верхнього Дністра	48,5	4,2	68,2
Басейн Середнього Дністра			
В цілому по ділянці до каскаду Дністровських водосховищ	23,5	1,5	20,2
В цілому по каскаду Дністровських водосховищ	6,2	0,8	6,5
В цілому по ділянці після каскаду Дністровських водосховищ	0,9	0,05	0,7

Відповідно за результатами оцінки екологічного стану водних екосистем басейнів Верхнього і Середнього Дністра відмічене покращення якості води від верхів'я до кордону з Республікою Молдова як за величиною екологічного індексу I_E, так і за блоковими індексами (I_1, I_2, I_3) (табл. 2).

Таблиця 2. Результати екологічної оцінки якості води басейну Дністра за найгіршими та середніми значеннями блокових індексів (I_1, I_2, I_3) і величиною інтегрального екологічного індексу (I_E)

Ділянки	Значення	Інтегральні індекси якості води			
		I_1	I_2	I_3	I_E
Басейн Верхнього Дністра					
В цілому по ділянках Верхнього Дністра	найгірші	2,3	5,4	5,0	4,2
	середні	1,7	4,1	3,7	3,2
Басейн Середнього Дністра					
В цілому по ділянці до каскаду Дністровських водосховищ	найгірші	2,0	5,5	4,4	3,9
	середні	1,7	3,9	2,7	2,8
В цілому по каскаду Дністровських водосховищ	найгірші	2,0	4,8	3,7	3,5
	середні	1,3	3,0	3,1	2,5
В цілому по ділянці після каскаду Дністровських водосховищ	найгірші	2,0	4,8	3,7	3,5
	середні	1,3	3,3	2,9	2,5

Визначено, що якість води в басейні Верхнього Дністра за найгіршими значеннями I_E відповідає класу III, категорії 4 – «задовільна», «слабко забруднена», за середніми – класу II, категорії 3 – «добра», «досить чиста».

Екологічний стан ділянок басейну Середнього Дністра в цілому кращий. Так якість води Дністровських водосховищ за найгіршими значеннями I_E коливається від «доброї», «досить чистої» до «задовільної», «слабко забрудненої» (клас II-III, категорія 3), за середніми відповідає «дуже добрій», «чистій» (клас II, категорія 2). Однак відмічено, що ділянка Середнього Дністра від м. Заліщики до м. Хотин (до каскаду Дністровських водосховищ) зазнає сильного впливу Верхнього Дністра, тому якість води тут в цілому відповідає якості води у верхів'ї.

Визначено, що для розрахунку I_E важливе значення мають інтегральні індекси блоку трофо-сапробіологічних показників (I_2) і специфічних речовин токсичної дії (I_3), а в басейні Верхнього Дністра вони є ще і рівнозначними, що характерно для техногенно перенавантажених промислових регіонів.

В цілому для басейну Дністра притаманний високий рівень трофності і сапробності (клас III, категорії 4 і 5), що свідчить про значне забруднення водних екосистем органічними і біогенними речовинами. Однак їх найвищі значення ($I_{2\ найг.}$ =5,4-5,5) зафіксовані на ділянках Верхнього і Середнього Дністра від м. Роздол до м. Хотин, що відповідає ев-політрофним – політрофним, α-мезосапробним, «посереднім – поганим», «помірно забрудненим – брудним» водам (III і IV класи, 5 і 6 категорії).

В зв'язку з тим, що в басейні Верхнього Дністра розміщено 62 % підприємств промисловості, то оцінка якості води за блоком специфічних речовин токсичної дії тут є дуже важливою. Цей блок показників, на відміну від двох інших, формується переважно під впливом стоку р. Стрий і р. Бистриця. Вони обумовлюють найгірші значення блокового індексу ($I_{3\ найг.}$=5,0, клас III, категорія 5 – «посередня», «помірно забруднена» вода).

В басейні Середнього Дністра оцінка якості води за I_3 є менш виразною. Однак і тут збереглася її диференціація, як і за блоком трофо-сапробіологічних показників. Найгірша якість води відмічена на ділянці до каскаду Дністровських водосховищ (з провідною роллю р. Серет), де $I_{3\ найг.}$=4,4 – «задовільна», «слабко забруднена» вода з ухилом до «посередньої», «помірно забрудненої» (клас III, категорія 4).

Найменшу роль при розрахунку I_E відіграє блок показників сольового

складу. Навіть за найгіршими значеннями блокового індексу (I_1) дністровські води характеризуються як «дуже добрі», «чисті» за якістю, оліго- (Верхній Дністер) і гіпогалинні (Середній Дністер), гідрокарбонатно-кальцієві III типу.

Виконана екологічна оцінка якості води дозволила встановити перелік речовин, які будуть вважатися пріоритетними щодо дій та щодо специфічних заходів проти забруднення води такими речовинами. В басейні Верхнього Дністра такими є завислі речовини, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний, фосфор фосфатів, ХСК, $БСК_5$, мідь, алюміній, цинк, залізо загальне, хром загальний, марганець, нікель, нафтопродукти, феноли, СПАР; в басейні Середнього Дністра – азот амонійний, азот нітратний, фосфор фосфатів, ХСК, залізо загальне, марганець, нафтопродукти, феноли, СПАР.

Враховуючі природні та техногенні фактори, які відображають сучасний екологічний стан поверхневих вод на вибраних ділянках басейнів Верхнього і Середнього Дністра, слід відмітити наступне:

- показники сольового складу дністровської води мають досить стабільні характеристики, які суттєво змінюються лише в надзвичайних ситуаціях. В штатних умовах існуючі джерела техногенного навантаження не в змозі істотно вплинути на них навіть при тому, що частка компонентів сольового складу у стічних водах найбільша (до 90 %);
- забруднення поверхневих вод біогенними і органічними речовинами, частка яких у стічних водах складає біля 10 %, погіршує рівень трофності та сапробності водойм і знижує їх самоочисну здатність. Взагалі, блок трофо-сапробіологічних показників є найбільш проблематичним на всіх досліджуваних ділянках басейну Дністра. Його характеристики є нестійкими до техногенного впливу і обумовлюють вторинне забруднення води. Тому їх контроль і, відповідно, зменшення тоннажу скидів біогенних і органічних речовин є першочерговим завданням;
- частка важких металів і специфічних речовин токсичної дії у складі стічних вод, як правило, незначна (0,02-0,04 %), але більшість з них характеризуються токсичністю, канцерогенністю. З точки зору впливу на водну екосистему і здоров’я людини їх надходження навіть в таких кількостях є неприпустимим (особливо в басейні Верхнього Дністра).

Перелік посилань

1. *Водна стратегія України на період до 2025 року (наукові основи) / за наук. ред. М. І. Ромащенка, М. А. Хвесика, Ю. О. Михайлова. Київ, 2015. 46 с.*
2. *Осадчий В. І. Ресурси та якість поверхневих вод України в умовах антропогенного навантаження та кліматичних змін. Вісн. НАН України. 2017. № 8. С. 29−46.*
3. *Зацерковний В. І., Плічко Л. В. Аналіз системи управління водогосподарським комплексом України та пошук шляхів щодо її вдосконалення. Наукоємні технології. 2017. № 4 (36). С. 358−367.*
4. *Іванюта С. П., Качинський А. Б. Екологічна та природно-техногенна безпека України : регіональний вимір загроз і ризиків : монографія. Київ: НІСД, 2012. 308 с.*
5. *Клименко М. О., Залеський І. І. Збалансоване використання водних ресурсів. Рівне: НУВГП, 2016. 337 с.*
6. *Сташук В. А. Еколого-економічні основи басейнового управління водними ресурсами. Дніпропетровськ: ВАТ «Видавництво «Зоря». 2006. 480 с.*
7. *Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради «Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики» від 23 жовтня 2000 року. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text (дата звернення: 10.09.2020).*
8. *Екологічні основи управління водними ресурсами / А. І. Томільцева та ін. Київ: Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування, 2017. 200 с.*
9. *Бассейн реки Днестр. Экологический атлас. Кишинев, 2012. 59 с. URL: http://eco-tiras.org/docs/AtlasDniester2012_LowRes.pdf (дата звернення: 10.09.2020).*

10. *Водний фонд України : Довідковий посібник / за ред. В. М. Хорєва, К. А. Алієва. Київ: Ніка – Центр, 2001. 393 с.*
11. *Основні показники використання вод в Україні за 2014 рік. Київ. 2015. Вип. 34. 58 с.*
12. *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ: Символ-Т, 1998. 28 с.*
13. *Державний водний кадастр. Основні показники використання водних ресурсів за 2018 рік. Басейн Дністра. Київ, 2019. 86 с. URL:* https://www.davr.gov.ua/fls18/dnipro_2018.pdf *(дата звернення: 10.09.2020).*

ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ ВИМАГАЮТЬ НЕГАЙНОГО ВИРІШЕННЯ

Кузьмінський В. О.[1], Кузьмінський В. В.[2], Савчук Д. П.[3],
[1]Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління (ДЕА)
[2]апарат Президії НААН, [3]Інститут водних проблем і меліорації НААН

ENVIRONMENTAL PROBLEMS OF WATER RESOURCES USING NEED URGENT SOLUTIONS

Kuz'mins'kyi V. O. [1], Kuz'mins'kyi V. V. [2], Savchuk D. P. [3]
[1]State Environmental Academy of Postgraduate Education and Management (DEA),
[2]Department of the Presidium of the National Academy of Agrarian Sciences, [3]Institute of Water Problems and Melioration of of the National Academy of Agrarian Sciences

Територія України покрита мережею річкових долин, балок, ярів з численними водотоками, починаючи з маленьких струмків періодичної дії і до великих річок, таких як Дніпро, Сіверський Донець, Дністер, Південний Буг, Інгулець, Тиса та ін. Проте останнім часом якість води в них постійно погіршується, багатьом із них загрожує повне зникнення. Мова часто йде вже не стільки про непридатність малих річок як джерел питної води, а й про неможливість використання суспільством в цілому їх басейнів.

Сучасний екологічний стан малих річок та водних об'єктів у річкових басейнах все частіше викликає серйозне занепокоєння суспільства: усі вони зазнають значного (дуже часто катастрофічного) антропогенного забруднення шляхом скидання неочищених стічних вод, площинного змиву токсичних сполук з поверхні агроландшафтів, надмірного рекреаційного навантаження, засмічення тощо. При нинішніх темпах забруднення річок та водойм населення країни може опинитись в найближчі роки без джерел чистої питної води. І якщо принципово не змінити існуючого відношення до використання та охорони водних ресурсів, то на нас, цілком імовірно, чекає загроза для майбутнього безпечного існування суспільства **не менша ніж Чорнобильська катастрофа!**

Люди всього світу поступово усвідомлюють, а вчені стверджують, що відбу вається глобальне забруднення навколишнього середовища, природні ресурси ви черпуються і особливо найголовніший серед них - вода. Охорона малих річок і водойм від виснаження та забруднення – одна із найважливіших планетарних проблем, які на сьогодні вимагають негайного комплексного вирішення. Значу щість цієї проблеми у подальшому різко зростатиме і можна впевнено стверджувати - або людство вирішить її позитивно, або почнеться прогресуюча незворотна деградація навколишнього середовища і як наслідок - суспільства. В наш час значення води, як засобу існування та причини глобальних конфліктів і, якщо пощастить, як джерела співпраці в планетарному масштабі, з кожним роком стає все вагомішим.

Чому Україна, де є 71 тисяча річок, не може тримати їх у чистоті?! Що необхідно зробити, щоб майбутні покоління українців могли з повагою і вдячністю згадувати своїх попередників - нас із Вами, споживаючи склянку чистої води, змиваючи пил зі свого обличчя річковою водою, та мали змогу елементарно відпочити на березі чистої річки поруч із своїм помешканням?! Як

не допустити будь-де у нашій країні того, що трапилося ще у XIX столітті у Великобританії - на вулицях м. Лондона висіли плакати із зображенням річки Темзи та надписом: «Склянка смерті»?! (зараз Темза чиста…).

Дати відповіді на ці запитання протягом багатьох років намагаються вчені та фахівці водогосподарської галузі та Мінприроди.

Встановлено, що упродовж останніх 10-15 років відбувається неконтрольова не накопичення промислових і побутових відходів в Україні. За заявою Міністра Мінприроди України Остапа Семерака (виступ у Верховній Раді України 10 лис топада 2017р.) кожного року на одного українця створюється майже десять тонн відходів. В Україні накопичилось понад 36 млрд тонн відходів, а це понад 50,0 тис. тонн на 1 кв. км території! Згідно статистичних даних, оприлюднених Мінре гіоном, в країні накопичилось понад 11 млн тонн побутових відходів, які розташо вані на 5500 звалищах і полігонах загальною площею понад 9 тис. га. При цьому 1339 полігонів і звалищ (24,3 % від загальної кількості) не відповідають нормам екологічної безпеки! Тільки на 104 полігонах витримано вимоги державних буді вельних норм до їх облаштування. Із цих 104 лише на 12 здійснюється виробниц тво біогазу із відходів, а на 48 – впроваджено технології збору фільтрату.

Сумна статистика. Таким чином, ситуацію із забрудненням навколишнього природного середовища в Україні офіційно визнано катастрофічною!

Тому, проблема відродження чистоти вод річок та водних об’єктів у їх басейнах залишається вкрай актуальною, навіть гострою. а також потреба у вдосконаленні системи загальнодержавного моніторингу стану водних ресурсів та необхідності створення на основі такого моніторингу ефективної динамічно діючої моделі інтегрованого управління водними ресурсами. А щоб її створити необхідно скоординувати зусилля вчених і різносторонніх фахівців на державному, управлінському, виконавчому, регіональному та місцевому рівнях з метою законодавчого, науково-методичного, організаційного забезпечення розробки Загальнодержавної програми відновлення та екологічного оздоровлення малих річок України - основного джерела формування середніх та великих річок, водойм і водосховищ України.

Розробка такої програми, забезпечення механізмів її належного фінансування та відповідна практична реалізація у подальшому комплексних природоохоронних заходів будуть вагомою підтримкою зусиль суспільства на шляху до головної стратегічної мети – досягнення *прийнятної споживчої якості води* для певних видів водокористування (водоспоживання) і безпечного екологічного стану у басейнах річок.

Отримання детальної об’єктивної інформації про стан басейнів річок (у т.ч. і малих) можливе лише на основі здійснення систематичного їх моніторингу з використанням електронної бази даних на основі Інтерактивної карти динаміки екологічного стану малих річок України та водних об’єктів у річкових басейнах. На сьогодні ми вже маємо відповідні розробки Держводагентства України як перший крок в напрямку практичного вирішення вище означеної проблеми. Це - презентація геопорталу «Водні ресурси України», яка відбулася 21 грудня 2017 року у приміщенні Держводагентства (доповідач Хорєв М. Ю. – Перший заступник Голови Держводагентства). Наразі Держводагентством реалізовано перший етап впровадження європейської системи моніторингу водних ресурсів України та активовано сучасний геопортал «Водні ресурси України». За заявою доповідача Держводагентство впроваджує систему моніторингу, яка була розроблена з урахуванням вимог законодавства, прийнятого в рамках імплементації відповідних норм ЄС. Завдяки цим розробкам з’явилась можливість представляти будь-яку детальну інформацію в режимі *online* про водні об’єкти в басейнах малих річок та їх екологічний стан.

Відтепер з’явилася методична основа і реальний практичний механізм для уточнення не тільки фактичної кількості річок України, а й можливість представля ти будь-яку детальну інформацію в режимі *online* про кожну річку і всі водні об’єк ти в її басейні, їх екологічний стан і фіксувати ці дані в електронній базі, візуалізу ючи їх на електронних картах річкових басейнів. Без сумніву, було презентовано структуру сучасної геоінформаційної системи, яка з часом міститиме актуальні динамічні дані стану річкових басейнів України: географічні, гідрологічні, гідрохі мічні, гідробіологічні, радіологічні та інші (за запитом

користувачів), а в майбут ньому і відповідні дані з використання та водоспоживання водних ресурсів в басейнах річок.

Аналіз роботи басейнових управлінь водних ресурсів Держводагентства за 2011-2019 рр. та руйнівну дію паводків в Карпатському регіоні свідчить про недостатню мережу спостережень за станом водних ресурсів і особливо на водних об'єктах в басейнах малих річок Дністра. Моніторингові спостереження за станом водних ресурсів здійснюються переважно на середніх та великих річках.

Для здійснення об'єктивної оцінки екологічного стану басейнів малих річок наявна мережа моніторингових спостережень вимагає відповідного удосконалення в частині збільшення густоти постів спостережень та розширення переліку по казників якості води у відповідності з європейськими стандартами з метою реаль ного забезпечення у майбутньому інтегрованого управління водними ресурсами на основі басейнового принципу.

До одного із основних негативних факторів, які останнім часом формують несприятливий екологічний стан у басейнах малих річок, слід віднести і господар ську діяльність в прибережних захисних смугах з грубим порушенням вимог чин ного законодавства, а саме: захаращеність, засміченість русел малих річок та при бережних захисних смуг, надмірна розораність прибережних захисних смуг, сти хійна вирубка лісів упродовж останніх років, локальні забруднення і розмив бере гів, будівництво водопідпірних споруд (без відповідних дозволів і погоджень) тощо. Також недостатньо створено прибережних захисних смуг уздовж річок і навколо водойм (винесення в натуру на місцевості), майже відсутнє законодавчо-нормативне забезпечення дієвого контролю за господарською діяльністю в зоні дії прибережних захисних смуг. Незважаючи на те, що ще в жовтні 2001р. введено в дію відомчий нормативний документ «Річки. Виконання робіт по нагляду» (ВНД 33-5.5-08-2001), виконання передбачених робіт по догляду за річками та прибере жними захисними смугами практично не здійснюється по причині відсутності видатків на ці цілі у загальному фонді державного бюджету Держводагентства.

Окрім цього, в межах населених пунктів часто спостерігається розташування забудов і земельних ділянок, з порушенням вимог водного законодавства, впритул до урізу води річок або водойм. Містобудівними нормами виправдовується пріори тетність уже наявних забудов перед нормами Водного кодексу відносно захисних прибережних смуг. Водоохоронні зони та прибережні захисні смуги згідно Водно го кодексу України мають бути визначені, а суворий режим захисту водних об'єк тів має дотримуватись усіма користувачами земель водного фонду. Відсутність проекту землеустрою ще не свідчить про відсутність самої ПЗС.

Встановлення меж водоохоронних зон та прибережних захисних смуг має бути пріоритетним перед існуючими містобудівними нормами, тому що чиста вода для суспільства – це важливіше ніж містобудівна документація. **Екологічний пріоритет – понад усе!** (а не економічний, комунальний, бізнесовий чи приватний). Норми Водного кодексу мають превалювати над нормами містобудівної документації. Такий пріоритет повинен бути однозначно відображеним в усіх законодавчих актах України, які стосуються водних чи земельних відносин. **Чиста вода – це здоров'я нації! Без чистої води – земля пустеля**!

Виходячи із усього вище викладеного стає очевидним, що станом на 2020 р. назріла **гостра об'єктивна необхідність** розробки Концепції вирішення екологічних проблем малих річок України, зокрема оздоровлення стану їх басейнів. На основі такої концепції необхідне розроблення та затвердження відповідної Загальнодержавної програми відновлення і екологічного оздоровлення малих річок України, яка визначала б поетапність застосування комплексних природоохоронних заходів, а також механізми та джерела фінансування таких заходів для усіх регіонів України.

Означена вище програма може бути розроблена лише за безпосередньої участі Мінприроди України та Держводагентства, які повинні забезпечити інституціональне, організаційне та методичне керівництво процесом реалізації комплексу природоохоронних заходів з відновлення і екологічного оздоровлення малих річок на основі розроблених схем комплексного використання та охорони водних ресурсів: створення спеціалізованих служб по догляду за річками,

прибережними захисними смугами, гідротехнічними спорудами та підтримання їх у належному стані; створення водоохоронних зон з комплексом агротехнічних, лісомеліоративних, гідротехнічних, санітарних та інших заходів, спрямованих на запобігання забрудненню, засміченню та виснаженню водних ресурсів, а також винесення об'єктів забруднення з прибережних захисних смуг; заходи щодо відновлення і підтримання сприятливого гідрологічного режиму та санітарного стану річок, а також заходи для боротьби з шкідливою дією вод (біологічна меліорація водних об'єктів, винесення водоохоронних зон в натуру, упорядкування джерел, очищення русел від решток дерев, будівництво протиповеневих водосховищ і дамб тощо).

Для фінансування природоохоронних заходів із відновлення басейнів малих річок необхідно передбачити формування інших реальних механізмів та джерел фінансування (з врахуванням відповідного досвіду країн ЄС).

Відомо, що в Україні упродовж багатьох останніх років на всі природоохоро нні заходи виділяється не більше 0,5 % ВНП. Світовий досвід свідчить, що при ви датках на охорону природного середовища менше 3 % ВНП забезпечується лише утримання персоналу і здійснення термінових (першочергових) природоохорон них заходів. Лише при видатках на комплекс природоохоронних заходів понад 5 % ВНП можна стабілізувати екологічну ситуацію і поступово її поліпшити.

І на завершення. Вчені-екологи звертають увагу керівників вищих органів державної влади: Президента України, Кабінету Міністрів України, Мінприроди України, Мінрегіону, Держводагентства і Держгеокадастру, в цілому українського суспільства на те, що ціла низка складних екологічних проблем, які наразі існують при використанні водних ресурсів країни (у т.ч. малих річок та водних об’єктів у їх басейнах), **вимагають негайного вирішення!!!** І вони можуть бути вирішені тільки на основі розроблення Загальнодержавної програми відновлення і екологічного оздоровлення малих річок України та її подальшої практичної реалізації на усіх рівнях: державному, обласному, місцевому за басейновим принципом. Успішна реалізація цієї програми можлива лише за організаційної, виконавчої та фінансової підтримки держави. Законодавчо-нормативна база для цього на сьогодні в Україні є цілком достатньою. Якщо реалізацію такої програми буде розпочато поетапно на усіх рівнях (у першу чергу на місцевому) на основі розроблених планів управління річковими басейнами, то це стане надійним підґрунтям для відродження малих річок України і як наслідок-майбутнього процвітання українського суспільства.

Реалізація Загальнодержавної програми відновлення і екологічного оздоро влення малих річок України дозволить відновити первісний стан малих річок, дасть змогу знизити ризики затоплення і підтоплення територій природного та техногенного характеру, відродити екологічно чисті водні об’єкти, водоохоронні зони, прибережні захисні смуги та місця відпочинку, покращити умови життєдія льності населення на берегах річок та в їх басейнах, забезпечити раціональне упра вління водними ресурсами. Якщо ж ближчим часом (1-2 роки) вище зазначена програма не буде розроблена і не будуть здійснені перші кроки з її реалізації, то багато малих річок України будуть мати дуже сумну перспективу для подальшого використання і існування.

Місія екологів – не допустити деградації водних об’єктів на нашій землі.

ЕКОСИСТЕМНА ДІЯЛЬНІСТЬ АСОЦІАЦІЙ ВИРОБНИКІВ ФАСОВАНИХ ВОД І НАПОЇВ У СВІТІ

Т. В. Стрікаленко
Одеська національна академія харчових технологій

ECOSYSTEM ACTIVITY OF ASSOCIATIONS OF BOTTLED WATERS AND DRINKS IN THE WORLD

T. Strikalenko
Odessa national academy of food technologies

Abstract The carried-out analysis of activity of the main Associations of bottled waters and drinks allows to consider that their work has the main lines inherent in the modern "the modified ecosystems". Such organization of work of professional associations promotes increase in responsibility of "water business" for the future, for health of the population and the environment, culture of consumption, etc.

Термін «екосистема» вперше був використаний ще у 1935 році англійським біологом А. Тенслі для визначення основної одиниці біосфери [1]. Сьогодні ж він використовується у значно ширшому розумінні, а термін «екосистема» застосовують - переважно представники великого бізнесу і об'єднань - замість застарілого поняття «галузь» [2]. Це не та традиційна екосистема, що є головною функціональною одиницею в екології, єдиним природним комплексом, складові якого пов'язані між собою обміном речовин, енергією та інформацією, а їх основними властивостями є цілісність, саморегуляція і самовідтворення [1]. Сучасний термін «екосистема» («модифікована екосистема») включає низку платформ: власне виробничу діяльність, активний обмін інформацією фахівців і науковців, освітні програми, а також проекти, що залучають до участі фахівців суміжних бізнесів [2]. По суті, створення таких «екосистем» розглядається як важливий елемент Четвертої промислової революції у світі.

Аналіз діяльності основних Асоціацій виробників фасованих вод і напоїв сьогодні дозволяє вважати, що їх робота все більше набуває рис, притаманних «модифікованим екосистемам», які набувають поширення у світі [3-5]. Обґрунтування цієї думки є метою нашого дослідження.

Традиційною схемою функціонування більшості Асоціацій виробників фасованих вод і напоїв ще донедавна була наступна: виробники – бенчмаркінг – лобіювання інтересів виробників. Слід зазначити, що серед компаній водної галузі Асоціації виробників фасованих вод і напоїв найбільш ефективно використовують у своїй діяльності інструменти бенчмаркінгу (внутрішнього, стратегічного, результативного, процесного тощо) [6]. Саме тому, що в програмах Асоціацій приймають участь провідні компанії та фахові консалтингові агенції (зокрема – Zenith Global Ltd), інші члени Асоціації мають доступ до аналізу «технології» досягнень лідерів і позиціонують перспективи своєї діяльності та напрямки розвитку галузі в цілому [4, 7, 8].

Основні напрямки екосистемної діяльності Асоціацій виробників фасованих вод були закладені у програмному документі “Global Protocol for Bottled Water», з яким виступив Richard Hall, очільник «Zenith Global Ltd», у 2011 році на Конгресі у Ріо-де-Жанейро. У його доповіді було запропоновано значно розширити межі суто виробничої діяльності і більше залучатись та ініціювати заходи задля формування здорового способу життя населення і здорового довкілля, поглиблювати соціальну складову бізнесу тощо [9]. Певною мірою така діяльність здійснювалась багатьма виробниками фасованих вод і у попередні роки, однак осмислення її саме як місії асоціацій було цікавою пропозицією, що досить ефективно втілюється у життя і змінила ставлення населення і до фасованої питної води зокрема.

Так, майже третина мешканців Лондону вважає водопровідну воду такою ж за якістю, як і фасована питна вода. Разом з цим, 7 з 10 британців споживають фасовану питну воду (у віці 25-34 років - навіть 76 %), при цьому бренд такої

води має значення лише для 31 % британців [10].

В США 94 % населення використовує постійно фасовану питну воду, розуміючи, що її споживання має навіть збільшитись задля покращення власного здоров'я [11]. Місією Американської асоціації виробників фасованих вод (IBWA) визначено «Співпрацю членів асоціації та громадськості задля захисту фасованої води, так необхідної для здоров'я і гідратації організму споживачів, просування екологічної відповідальності і розвитку стабільної промисловості» [3]. У соціальних мережах члени IBWA поширюють інформацію щодо участі асоціації у заходах Всесвітнього дня водних ресурсів, різних благодійних та соціальних заходах, допомозі регіонам стихійних та техногенних катастроф тощо.

Як зазначено у [12], «Комітети IBWA по освіті, захисту довкілля, комунікаціям з вищими органами влади та інші проводять велику роботу з використанням цифрових технологій та поширенню впевненості у важливості гідратації, видають багато відео і літератури різного ґатунку про фасовані питні води, їх виробництво, безпечність та користь у боротьбі, зокрема, з ожирінням та цукровим діабетом».

Співпраця членів Асоціацій виробників фасованих вод з великими корпораціями, шо не задіяні у виробництві пакування для харчової промисловості, сприятиме реалізації планів більшості європейських виробників фасованих вод щодо 100 %-го повторного використання до 2025 року ПЕТ-ємкостей (rPET – програма «Every Bottle Back» [13, 14]). Так, у 2019 р. компанія Adidas випустила понад 11 млн пар взуття з океанічного пластику (програма «Water for thought»). Nestle також планує до 2025 р. 100 % пакування зробити придатним для повторного використання і зменшити на третину використання «первісного» пластику [15].

Співпраця членів Асоціацій виробників фасованих вод з науковцями та оперативне висвітлення матеріалів актуальних досліджень дозволили дещо зменшити дискусії, що тривають навколо негативного впливу на довкілля саме ємкостей від фасованих вод і напоїв, адже термін розкладання «у природі» різних пакувальних матеріалів становить для паперу 2-4 тижні, для алюмінієвого пакування – 80-200 років, для пластикових ємкостей – 450 років, а для скляних – близько 1 млн років [16]. Безумовно, це не «ліквідує» вклад пакування (пляшок) фасованих вод у забруднення довкілля і водних об'єктів, а тому і у здоров'я споживачів води, проте свідчить про потреби як у розробці нових пакувальних матеріалів [17], так і у подальшому ретельному вивченні впливу, що його здійснюють різні полімерні матеріали, зокрема ті, що використовуються у обробленні води (йонообмінні смоли, мембрани, сорбенти, реагенти та ін.) чи виготовленні транспортних засобів тощо. За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ), викладеними на основі досліджень [18], аналіз 50 зразків фасованих питних вод, питних, прісних і стічних вод засвідчив, що лише в 4-х зразках були отримані позитивні результати щодо наявності мікропластикових фрагментів, волокон наступного походження: PE ≈ PP > PS > PVC > PET. Частинки мікропластику розмірами понад 150 мкм не розчиняються в тканинах людини і виводяться з організму незмінними. Зважаючи на констатовану вже сьогодні «водну кризу» у багатьох країнах світу і зростання значення фасованих питних вод для підтримки/забезпечення здорового способу життя людей, дослідження з питань методології вивчення і апробації нових технологій, розробки і використання нових матеріалів, перероблення пакування тощо продовжуються міжнародними групами вчених - за підтримки та співфінансування Асоціацій виробників фасованих вод і ВООЗ [1, 19-21].

Діяльність Асоціацій виробників фасованих вод, продукція яких сьогодні вже не є феноменом, а реальною складовою життя населення у розвинутих країнах, можна вважати певною компенсацією неблагополуччя «культурного» аспекту управління водними ресурсами і водою, що склалося у світі. Адже водним ресурсам притаманні вагомі культурні функції, що створювались протягом тисячоліть, оскільки вода стосується усіх аспектів існування людства. Складність проблеми «вода і культура» полягає і у тому, що при нестачі води першими страждають саме бідні країни, регіони. Участь представників бізнесу, зокрема виробників фасованих вод і їх обєднань/асоціацій, у пошуку шляхів рішення проблеми забезпечення якісною водою соціально незахищених верств

населення, можна розглядати, на нашу думку, як приклад формування нової, відповідальної «перед водою» діяльності, нової етики. Так, не лише в “Global Protocol for Bottled Water», але й в Кодексах етики членів більшості Асоціацій виробників фасованих вод, зазначені наступні напрямки соціальної політики їх діяльності (наприклад, CBWA [22]:

- повага до принципів сталого розвитку та забезпечення збереження якості води у джерелах, з яких вони добувають воду;
- інформування членів громади у районі розміщення підприємства, щодо обгрунтування терміну використання підземних вод без надання шкоди для довкілля та джерела води;
- сприяння організації збору використаної пластикової тари для максимально ефективної реалізації рециркуляції та завершення «терміну життя» усіх виробів з пластику;
- зобов'язання приймати активну участь у розвитку громад, на території яких вони відбирають воду, у благоустрої об'єктів довкілля та території громади, у дотриманні стандартів навколишнього середовища, що регламентовані державою, тому що розглядають їх як елемент відповідального і послідовного управління сталим розвитком регіону і держави.

Таким чином, проведений аналіз діяльності основних Асоціацій виробників фасованих вод і напоїв дозволяє вважати, що їх робота має основні риси, притаманні сучасним «модифікованим екосистемам». Така організація роботи професійних об'єднань сприятиме підвищенню відповідальності «водного бізнесу» за майбутнє, за стан здоров'я населення і довкілля, культуру споживання тощо.

Перелік посилань

1. Реймерс Н. Ф. Природопользование: Словарь-справочник – М.: Мысль, 1990. – 639 с

2. https://www.ukma.edu.ua/index.php/science/doslidzhennya.

3. 2019 IBWA Progress Report / Alexandria, USA: IBWA, 2020. 20 p.

4. UK Water Plus Drinks Report 2019. March 2019 / Zenith Global Ltd. 157 p.

5. UK Plain Water Report 2020. April 2020 / Zenith Global Ltd. 141 p.

6. Стрікаленко Т. В. Бенчмаркінг фасованих вод: безпечність, технологічність, екологічність./ Т. В. Стрікаленко, О. В. Ляпіна, О. М. Берегова, Т. П. Григор'єва./ Зб. тез доп. 80 наукової конф. викладачів, 7-8 травня 2020р.- Одеса: ОНАХТ, 2020. – С. 82-84.

7.Онищенко Г. Г. Бенчмаркинг качества питьевой воды / Г. Онищенко, Ю. Рахманин, Ф. Кармазинов, В. Грачев, Е. Нефедова. / СПб.: Новый журнал, 2010. 432 с.

8. Water and Energy Use Benchmarking Study: Executive Summary Prepared for International Bottled Water Association October 24, 2014. – P. 6.

9. Hall R.A Global Protocol for Bottled Water / URL: http://www.zenithinternational.com/articles

10. UK Water Plus Drinks Report 2019. March 2019 / Zenith Global Ltd. 157 p.

11. From Bottled Water to Water Drinks. 26.09.2019 / URL: https://www.zenithglobal.com/articles/2435

12. Стрікаленко Т. В. Аналіз діяльності асоціацій виробників фасованих питних вод: проблеми та їх рішення / Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання. Матер. Вісімнадцятої міжнар. науково-практ. конф. 86 (м. Львів, 23–24.05.2019 р.): Зб. наук. ст./ Львів: НУ «Львівська політехніка», 2019. – С. 73- 76.

13.«Every Bottle Back» Initiative: Closer Look at WWF'S Plastic Tracking Tool. November 13, 2019 / URL:https://www.beverage-digest.com/articles/184

14. Rachel Arthur. Coca-Cola Switches to 100% rPET-bottles in Norway and the Netherlands.- 07.09.2020 / URL: https://www.beveragedaily.com/Article/ 2020/09/07/Coca-Cola-moves-to-100-rPET-bottles-in-Norway-the-Netherlands

15.Jenny Eagle. NESTLÉ Signs European Plastics Pact /URL: https://www.beveragedaily.com/Article/2020/03/06

16. Decomposition Quiz / URL: https://www.zenithglobal.com/articles/2416

17. Innovating Together for a Sustainable Future. / URL:

https://www.tetrapak.com/about/newsarchive/innovating-together-sustainable-future
18. Albert A. Koelmans. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. Review. / Albert A. Koelmans, Nur Hazimah Mohamed Nor, Enya Hermsen. e. a. // Water Research, 2019. – V. 155. – P. 410-422.
19. Tournier V., An engineered PET depolymerase to break down and recycle plastic bottles. / Tournier V., C. M. Topham, A. Gilles, e. a. // Nature. 2020. v. 580, P. 216–219. https://doi.org/10.1038/s41586- 020-2149-4
20. Peter S. Cartwright. Water Treatment Media Review / January 15, 2019. URL: http://www.wcponline.com/2019/01/15/water-treatment-media-review.
21. Long Ho, A Practical Protocol for the Experimental Design of Comparative Studies on Water Treatment. / Long Ho, Olivier Thas, Wout Van Echelpoel, Peter Goethals // Water 2019, 11(1), 162. https://doi.org/10.3390/w11010162
22. Code of Ethics Canadian Bottled Water Association. Model Bottled Water Code. / Appendix C. // CBWA Model Code - 04.2004. – P.21.

ШЛЯХИ ІНТЕГРАЦІЇ ДОСЛІДЖЕНЬ ПРИРОДНИХ ВОД ДО ПРІОРИТЕТІВ ЄВРОПЕЙСЬКОГО СОЮЗУ

Машков О.А.[1], Панасюк І.В., Томільцева А.І.[2], Зуб Л.М.[3]
[1]Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління (ДЕА), м. Київ; [2]Київський національний університет технологій та дизайну (КНУТД), м. Київ; [3]ДУ "Інститут еволюційної екології" НАН України, м. Київ

WAYS OF INTEGRATION OF NATURAL WATER RESEARCH INTO THE PRIORITIES OF THE EUROPEAN UNION

Mashkov O.A.[1], Panasyuk I.V., Tomiltseva A.I.[2], Zub L.M.[3]
[1]State Environmental Academy of Postgraduate Education and Management (DEA), Kyiv; [2]Kyiv National University of Technology and Design (KNUTD), Kyiv; [3]Government Agency "Institute of Evolutionary Ecology" National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv

Consideration of ways to integrate natural water research in the following areas: methodological bases for the development of flood control measures for mountain rivers; assessment of the ecological status and arragement of small rivers water protection zones; environmental aspects of small hydropower development with respect to the global climate change; strengthening the banks of reservoirs and seas with local aggrandation from sandy soils using hydromechanization means.

Вступ. На сучасному етапі господарювання у рамках виконання міжнародних конвенцій щодо збереження біологічного та ландшафтного різноманіття й охорони природи, є необхідність розроблення уніфікованих для України та Європи заходів із відновлення якості води та природного стану водних екосистем [1, 2].

Сучасне перетворення довкілля набуло такого масштабу, за якого виник ризик дестабілізації існування усього складного комплексу екосистеми річкового басейну: господарське освоєння долин повністю порушило природний баланс територій. І, окрім втрат на боці дикої природи (руйнування біотопів, зменшення біорізноманіття, спрощення екосистем, витіснення аборигенних видів тощо), людина зазнала не менш суттєвих невдач і прорахунків, пов'язаних із суттєвим погіршенням якості води.

Стан питання. Шляхи інтеграції досліджень природних вод, що в сучасних умовах зміни клімату і є пріоритетом Європейського Союзу розглядається нами за такими напрямами:

методологічні основи розроблення протипаводкових заходів для гірських річок [3];

оцінка екологічного стану та упорядкування водоохоронних зон малих

рівнинних річок [4];

екологічні аспекти розвитку малої гідроенергетики в умовах глобальної зміни клімату [9];

укріплення берегів водосховищ і морів локальними примивами із піщаних ґрунтів засобами гідромеханізації [5].

Актуальність зазначених проблем стосовно наведених пріоритетних напрямів визначається необхідністю:

забезпечення функціонування річкових екосистем на рівні, найбільш наближеному до природного, а експлуатація водних ресурсів не має супроводжуватися деградацією гідроекосистем вище припустимого мінімального рівня [4, 6];

у Карпатах, де ситуація з водопостачанням є критично складною, а гідрологічний режим річок є досить специфічним, порушення, що зазнають природні комплекси малих річок, є особливо помітними, невпорядкована господарська діяльність на водозбірних площах тут призводить до посилення руйнівної дії паводків, погіршення екологічного стану річок та якості води [3];

екологічний стан та упорядкування водоохоронних зон для густонаселених територій рівнинної Європи зараз постає з особливо гострою, оскільки необхідно дбати про збереження та відтворення води високої якості [4];

відомо, що проблема захисту берегів водосховищ і морів не стає менш гострою тому, що постійно відбуваються безповоротні втрати земельних угідь у прибережних зонах внаслідок руйнівних дій хвиль. Укріплення берегів спрямовано на поліпшення екологічного стану та раціонального природокористування, що є актуальним під час експлуатації великих рівнинних водосховищ і прибережних морських територій. Потрібно визначити економічно та екологічно найприйнятніший тип берегоукріплення для подальшого його впровадження на водосховищах та морях [5].

Основні завдання за напрямами досліджень:

розроблення заходів щодо компенсації господарського впливу на гідрологічну мережу Карпатського регіону, насамперед із регулювання гідрологічного режиму, відновлення ландшафтної структури, збереження та підтримка у стабільному стані річкові екосистеми [3];

маючи на увазі, що на відміну від інших природих ресурсів, воду замінити іншими ресурсами в біологічному житті та в житті суспільства є неможливим, саме тому проблемою, що вирішується, є питання підтримання належної якості води та природного біорізноманіття у рівнинних європейських річках шляхом розроблення комплексу заходів з упорядкування прибережних територій малих річок [7];

на сьогодні все більше відроджується інтерес до роботи малих гідроелектростанцій, що відзначаються незначним впливом на навколишнє природне середовище, простотою та надійністю виробництва відновлюваної електроенергії, високою технологічністю, невеликими термінами будівництва. Дотримуючись вимог Паризької угоди щодо зменшення шкідливого впливу на навколишнє природне середовище, багато країн стимулюють виробництво електроенергії із відновлюваних джерел. На території Європейського Союзу зараз працює близько 17 тисяч малих ГЕС;

здійснення завдань берегоукріплень відповідно до об’єктів захисту, умов їх використання на різних ділянках з точки зору гідрологічного районування водосховища, галузі застосування, врахування основних факторів, умов розвитку берегової зони та територій формування динамічних систем берегів, гідробіологічних, іхтіологічних та ландшафтно-ценотичних умов щодо функціонування берегоукріплень [5].

Для вирішення наведених вище проблем необхідно:

вибрати репрезентативні об’єкти дослідження; біотехнічне упорядкування водозбірної площі у межах водоохоронних зон (ВЗ) і прибережних захисних смуг (ПЗС) гірських річок Карпатського регіону із застосуванням заходів фітоценотичної спрямованості; інженерне упорядкування (у незначних об’ємах) з метою забезпечення безаварійного пропуску паводків [3];

на прикладі модельних малих річок із різним ступенем порушеності водозбірного басейну та екологічного стану, розробити інженерно-біотехнічні

заходи нівелювання негативного впливу водозбору на гідроекосистему водотоку; уніфікувати отримані результати у вигляді типових схем реконструкцій водоохоронних зон та прибережних територій для малих рівнинних річок Європи [8];

на прикладі модельних малих ГЕС та водосховищ здійснити оцінку впливу їх роботи на гідробіологічні та гідрохімічні характеристики водотоку та пригреблевих водосховищ; проаналізувати сучасний європейський досвід щодо оцінки впливу малих ГЕС на водні ресурси, гідроекосистеми та методику здійснення екологічного моніторингу й оцінки якості води; розробити критерії з оцінки стану біорізноманіття та якості води, придатні для широкого запровадження як базових для екологічного моніторингу [10];

науково обґрунтувати критерії оцінки до вибору ділянок берегів, що рекомендуються до захисту, з урахуванням господарських та соціальних функцій природно-технічних систем берегів відповідно до результатів районного планування прибережних територій та акваторіального районування водосховищ. У кінцевому підсумку залежно від значимості об'єктів та потреб розселення, від прогнозної величини розмиву, вартості заходів із ліквідації споруд і будівель у зоні розмиву, що в сукупності визначає надійність та керованість природно-технічних систем узбережжя, визначатимуться типи, обсяги та терміни будівництва берегоукріплювальних споруд для покращення природокористування та охорони прибережних територій із забудовою на ній.

Результати та перспективи досліджень такі:

розроблення для впровадження ряду екологічних компенсаторних заходів, спрямованих на мінімізацію антропогенного впливу на водно-земельні ресурси річкових басейнів Карпатського регіону:

заходів із дотримання водоохоронного режиму;

заходів щодо оптимізації просторової структури водозбірних територій;

заходів щодо мінімізації шкідливого впливу вод;

заходів із екологічно збалансованого водогосподарювання.

Методологічними основами протипаводкових заходів для гірських річок є: оптимізація співвідношення природних та антропогенно-змінених територій, що має узгоджуватися із основними елементами річкової долини у вертикальному розрізі (від витоків до гирла) та горизонтальному (від річища через заплаву та берегові тераси за всім водозбором). Поєднання інженерних, біотехнічних та господарчо-управлінських заходів із упорядкування ВЗ (ПЗС) є найефективнішим під час розроблення протипаводкових заходів для гірських річок Карпат. Зазначений комплексний підхід для обґрунтування заходів щодо упорядкування ВЗ (ПЗС) призведе до найприроднішого поєднання з ландшафтом, унеможливить надалі екологічно необґрунтоване господарювання у басейні та матиме у майбутньому найбільшу ефективність з точки зору виконання цими територіями водо- та природоохоронних функцій.

Проектування водоохоронних заходів для малих рівнинних річок відбуватиметься на розрахунку балансу біогенних елементів і залишкового біогенного навантаження та за результатами оцінки трансформації водозбору. Підбір комплексу заходів (організаційно-господарських, організаційно-технічних) спрямовується: на запобігання надходженню залишкового біогенного навантаження у водотоки шляхом відновлення природної самоочисної здатності заплавних та річкових екосистем; на відновлення наближеної до природної/оптимальної структури ландшафтів прибережних комплексів.

Еколого-економічний ефект внаслідок впровадження заходів полягає у відновленні буферної здатності екосистеми заплави та самоочисної здатності річки й якості води у ній у результаті інженерно-біотехнічного впорядкування водоохоронних зон (ВЗ) і прибережних захисних смуг (ПЗС). Це не тільки створить умови для організації екологічно збалансованого господарювання, водовикористання, рекреації, але й сприятиме збереженню екологічного та ландшафтного різноманіття.

Оцінка біорізноманіття гідробіонтів на модельних рівнинних водосховищах та впливу на них роботи малої ГЕС; оцінка впливу роботи малих ГЕС на якість води водотоку та пригреблевих водосховищ; розроблення критеріїв екологічного моніторингу впливу малих ГЕС на гідроекосистеми; оцінку

водогосподарсько-екологічної ситуації у басейні річки до створу ГЕС; екологічні вимоги до режиму експлуатації водосховища; принципи екологічного моніторингу; еколого-компенсаторні заходи з експлуатації водно-земельних і біологічних ресурсів у водоохоронній зоні річки та водосховища.

В основу проекту берегоукріплення покладено результати попередніх досліджень авторів на дніпровських водосховищах, з яких, відомо, що найбільш екологічно прийнятною берегозахисною спорудою, як показав досвід її експлуатації, є штучний берегозахісний пляж (примив), що природно вписується у навколишнє природне середовище й може використовуватися як рекреаційна зона.

Наукові ідеї щодо захисту зони розмиву динамічної системи берегу, куди закладається додатковий об'єм піску, розрахованого на період безремонтної експлуатації пляжу, застосовано та впроваджено у практику проектування та будівництва берегоукріплювальних споруд на Київському та Куйбишивському водосховищах. На основі даних наукових досліджень розроблено нормативно-методичні документи [11]. Окрім цього, берегозахисні споруди необхідно органічно, системно вписати у склад водоохоронних зон та прибережних захисних смуг, як елементи їх інженерного та біотехнічного впорядкування.

Інформаційні джерела.

1. Водний кодекс України від 06.06.1995 № 213/95-ВР. Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text
2. Порядок визначення розмірів і меж водоохоронних зон та режим ведення господарської діяльності, затверджено Постановою Кабінету Міністрів України від 08.05.1996 № 486. Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/486-96-%D0%BF#Text
3. Томільцева А.І., Зуб Л.М. Екологічні компенсаторні заходи експлуатації водних ресурсів Карпатського регіону. Дванадцята Міжнародна науково-практична конференція "Ресурси природних вод Карпатського регіону (Проблеми охорони та раціонального використання)", 30 – 31 травня 2013 р., Збірник наукових статей, м. Львів, 2013, С. 71 – 74.
4. Методика упорядкування водоохоронних зон річок України. Мінприроди України, Держводгосп України, УНДІВЕП, "Оріяни", К.: 2004. – 128 с.
5. Ефективність та екологічна роль берегоукріплювальних споруд на дніпровських водосховищах: монографія. І.В. Панасюк, А.І. Томільцева, Л.М. Зуб та інші – "Кафедра", К.: 2012. – 120 с.
6. Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду, "Генеза", К.: 2001. – 212 с.
7. Мальцев В.И., Зуб Л.Н. План действий как один из подходов к решению проблеми возрождения малых рек (на примере Плана Действий возрождения р. Стугна) // Вестник экологии. – 1996. – № 1 – 2. – С. 137 – 155.
8. Zub L.N., Tomchenco O.V. Assessment of the Wetlnds Transformation using the Satellite Information of Remote Earth Probing (by Example of Upper Section of the Kyiv Reservoir) // Hydrobiological Journal. – 2016 – V. 52, Is. 2. – P. 25 – 34.9.
9. Яцик А.В., Томільцева А.І. Наукове еколого-економічне обґрунтування відновлення і реконструкції малих ГЕС (на прикладі басейну р. Південний Буг) // Вода і довкілля. V Міжнародний водний форум. Науково-практична конференція, Київ, 2008 р.
10. Зуб Л.М., Томільцева А.І., Томченко О.В. Сучасна трансформація водозбірних басейнів лісостепових річок // Екологічна безпека та природокористування. – 2015. – Випуск № 3, (19). – С. 65 – 72.
11. Методика з проектування берегоукріплення локальними примивами з піщаних ґрунтів на водосховищах, які тривалий період експлуатуються, з коливанням рівня до 2 м. Держводгосп України, ВНД 33-2.3-06-2003. Видання офіційне, К.: 2006.

Розділ 2
ПРОБЛЕМИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ВОДОЮ. МЕТОДИ І ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИСТКИ ВОДИ

Chapter 2
WATER SUPPLY PROBLEMS. METHODS AND TECHNOLOGIES OF WATER PURIFICATION

ПЕРЕРОБЛЕННЯ РІДКИХ ВІДХОДІВ КАЛІЙНИХ ВИРОБНИЦТВ НА МАГНІЮ ФОСФАТ І ДОБРИВА

К.І. Блажівський, І.Є. Максимович, Р.Л. Буклів, Н.Т. Козак
Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів

PROCESSING OF POTASSIUM LIQUID WASTE PRODUCTION OF MAGNESIUM PHOSPHATE AND FERTILIZERS

K.I. Blazhivskyi, I.E. Maksymovych, R.L. Bukliv, N.T. Kozak
Lviv Polytechnic National University, Lviv

A method for obtaining magnesium phosphate from liquid magnesium-containing wastes of potash production by adding sodium phosphate to them has been developed. Rational conditions for the implementation of the main stages of the process are determined. The method makes it possible to remove excess Mg^{2+} from the initial brines and further process them into potassium-magnesium fertilizers without the formation of magnesium chloride waste.

Перероблення полімінеральних калійних руд на Калуському і Стебницькому калійних виробництвах за комбінованою і флотаційною технологіями було неефективним, ресурсовитратним, що призвело до нагромадження мільйонів тонн рідких і твердих відходів. Їх утилізація вже багато років залишається актуальним завданням калійної галузі, вирішення якого дасть змогу одержати цінні продукти, зокрема калійно-магнієві добрива, натрію хлорид (технічний або харчовий), сполуки магнію та інші і, водночас, позбутися частини екологічних проблем районів виробництва.

Особливу зацікавленість у підприємців викликають розсоли хвостосховищ і шахт Калуського та Стебницького виробництв, загальний обсяг яких становить близько 30 млн м^3, а також розчин Домбровського кар'єру, об'єм якого 22 млн м^3. Ці відходи є готовою сировиною для виробництва, оскільки містять до 300-400 кг/м^3 солей Калію, Магнію та Натрію.

Проте існуючі технології перероблення зазначених розсолів, що базуються на багатоступеневому випаровуванні і кристалізації солей, мають спільний недолік – утворення на кінцевих стадіях відхідних магнійхлоридних розчинів, які треба постійно виводити з процесу і з якими втрачаються цінні компоненти сировини.

Напрямом вирішення цієї проблеми може стати зв'язування надлишкових кількостей Mg^{2+} у перероблюваних розсолах натрію фосфатом у нерозчинний магнію фосфат, який застосовують як адсорбент, наповнювач, каталізатор, розпушувач, регулятор кислотності тощо. Після виведення надлишкового Mg^{2+} склад розчинів стане збалансованим для подальшого перероблення на добрива за відомими технологіями.

На підставі виконаних нами досліджень стадій осадження $Mg_3(PO_4)_2 \cdot nH_2O$ із розчину Калуського хвостосховища №2 застосуванням кристалічного натрію фосфату, промивання і сушіння одержаного осаду розробили спосіб одержання магнію фосфату (Патент України № 134139, бюл. №9, 2019) з відхідних магнієвмісних розчинів, який може бути використаний у технологічних процесах перероблення накопичених розсолів на добрива без утворення відходів магнію хлориду.

Раціональними умовами здійснення процесу є осадження магнію фосфату за температури 70-80 °С протягом 50 хвилин, відділення осаду фільтруванням і його чотириразове промивання водою за масового співвідношення Р:Т=1,5:1, сушіння промитого осаду за температури 110 або 150 °С (залежно від вимог замовника).

ГІДРАТАЦІЯ ОДНОВАЛЕНТНИХ ІОНІВ ТА СТРУКТУРА ВОДНИХ НАСИЧЕНИХ РОЗЧИНІВ ЇХНІХ СОЛЕЙ

Роксоляна Буклів[1], Зіновій Яремко[2]
[1]Національний університет "Львівська політехніка",
[2]Львівський національний університет імені Івана Франка

HYDRATION OF MONOVALENT IONS AND STRUCTURE OF AQUEOUS SATURATED SOLUTIONS OF THEIR SALTS

Roksoliana Bukliv[1], Zinoviy Yaremko[2]
[1]Lviv Polytechnic National University,
[2]Ivan Franko National University of Lviv

The results of evaluating the structure of aqueous saturated solutions of alkali metal halides according to the solubility of their salts are described. It is noted that the ordering-disordering effects can be quantified by the number of water molecules that are excessively retained in the vicinity of the ion or excessively pushed out of the ions. According to the solubility of alkali metal halides for a temperature of 25 ° C, the number of water molecules per pair of ions (cation-anion) in their saturated solutions was found.

Вивчення взаємодії розчиненої речовини та розчинника, яку у випадку водних розчинів характеризують гідратацією – сукупністю енергетичних та структурних змін, що відбуваються під час переходу атомно-молекулярних частинок у воду і зумовлюють утворення розчину певної хімічної структури заданого складу, залишається актуальним завданням.

Серед результатів останніх наукових досліджень гідратації можна відмітити питання моделювання методом молекулярної динаміки рівноваги між гідратованими іонами та гідратованими кластерами, взаємодії молекул води із молекулами, іонами та твердою поверхнею, меж впливу іонів на структуру води, оцінювання енергії гідратації, орієнтації та рухливості молекул води та інших питань гідратації іонів.

У цьому повідомленні обговорюють результати оцінювання структури водних насичених розчинів галогенідів лужних металів за даними розчинності їхніх солей. Молекули води, перебуваючи у постійному броунівському русі, формують однорідну просторову структуру. Іони, внесені у воду, збурюють цю структуру води, зумовлюючи в своєму околі упорядкування (позитивна гідратація) чи розупорядкування (негативна гідратація) молекул. Кількісно ефекти упорядкування-розупорядкування можна оцінити кількістю молекул води, які надмірно утримуються в околі іона у разі позитивної гідратації чи надмірно виштовхуються від іонів у разі негативної гідратації [1]. За розчинністю галогенідів лужних металів для температури 25 ^{o}C знайдена кількість молекул води, що припадає на пару іонів (катіон-аніон) у їхніх насичених розчинах. Аналіз одержаних результатів показує, що на пару іонів з позитивною гідратацією припадає від 56,7 (NaF) до 107,4 (LiF) молекул води, а у випадку, коли для одного іона характерна позитивна (негативна), а для іншого негативна (позитивна) кількість молекул води різко зменшується до 1,5 (CsF), 1,9 (RbF), 2,7 (LiBr), 2,8 (LiCl) та 3,2 (KF). У випадку, коли обидва іони спричиняють негативну гідратацію кількість молекул води коливається у межах від 4,9 (CsCl) до 17 (CsJ).

1. Yaremko Z. M., Bukliv R. L. Determination of ions hydration level by electrical conductivity of their aqueous solutions // Voprosy khimii I khimicheskoi teknologii. – 2018. – No 3. – P.58-63.

СУЧАСНІ ТЕНДЕНЦІЇ ВОДООЧИЩЕННЯ ЗА ВИКОРИСТАННЯ НАНОМАТЕРІАЛІВ

Р.Л.Буклів, Г.І. Зозуля,С.В. Буклів
Національний університет "Львівська політехніка",Львів

MODERNTRENDS IN WATER PURIFICATION USING NANOMATERIALS

R.L. Bukliv, G.I.Zozulia, S.V. Bukliv
Lviv Polytechnic National University, Lviv

A briefanalysis ofsources of scientific literature on the use of nanomaterials in modern water treatment technologies. Application of various nanomaterials such as metal nanoparticles, metaloxides, carbon compounds, filtration membranes, etc., in nanofiltration, adsorption, separation of organic and inorganic substances and photocatalytic degradation of organic pollutants is discussed. The most effective adsorbents on th ebasis of oxides, binary oxide systems, polymer-oxide composites.

Важливим питанням сьогодення для більшості країн, особливогустонанесених і тих, що розвиваються є очищення стічних вод та підготування питної води. Вирішити його можна шляхом мінімізації негативного впливу на природу та вдосконалити технології водоочищення. Чільні фізичні, хімічні та фізико-хімічні методи не завжди забезпечують задовільний рівень очищення природних вод. В оглядових статтях останнього десятиліття чимало інформації є про значні успіхи за використання наноматеріалів у процесах водоочищення, зокрема під час фільтрації, адсорбціїта сепарації, фотокаталізу.

Інтенсивний розвиток технології нанофільтраціїпризвів до застосування його під час видалення важких металів, природних органічних речовин та неорганічних забруднювачів з стічнихвод [1-4].Сучасна класифікація нанофільтрівгрунтується на функціональних характеристиках мембранного процесу, що включає розміри чи молекулярну масу компонента, який відділяють, та селективності. Нанофільтрація базується на дослідженні та застосуванні переважно таких типів фільтрів: мембранних на основі органічних полімерів [1, 2]; керамічних [3]; гібридних [4]. Перший тип найбільш розповсюджений завдяки можливості синтезу різних структур пор і великим їх питомим поверхневим об'ємом, легкості промислового виготовлення, дешевизною. Протевисокі тиски під час фільтрації (20 atm і більше) спричиняють швидке їх зношення. Окрім того, зростають вимоги до селективності фільтраційної обробки, продуктивності. Керамічні фільтри характеризуються вищими селективністю та тривалістю експлуатації, проте є дорогими та нестійкими до механічних деформацій. Тому багато уваги в останні роки приділяють модифікації полімерних та одержанню гібридних наномембран.

Наночастинки за рахунок великої площі, високої поверхневої енергії та спорідненості до йонів важких металів інтенсивно досліджують як перспективні адсорбенти для водоочищення [5-7]. Серед них найбільш ефективними є наноматеріали на основі оксидів (Fe_2O_3, MnO_2, TiO_2 тощо), бінарних оксидних систем (TiO_2/ZrO_2) [5], полімер-оксидних композитів [6], полівольфраматів [7].Адсорбція йонів важких металів базується на утворенні поверхневих комплексів з оксидами за донорно-акцепторним механізмом, де сила зв'язування залежить від кислотності середовища й температури.

Новими оксидними наноматеріалами для вилучення важких металів з води є нанотрубки на основі оксидів, зокрема бінарних – TiO_2/ZrO_2 [5]. Їх позитивною характеристикою є висока площа активної поверхні (248 $м^2$/г), висока міцність і можливість формувати волокнисті матеріали. Окрім того, такі нанотрубки легко модифікують функціональними групами, підвищуючи селективність та адсорбційну здатність. Принципово новим наноадсорбентом є так звані колоїдні частинки Януса (colloidalJanusparticles) – асиметричні частинки з двома протилежними поверхневими властивостями, де одна сфера полярна, інша – неполярна [8]. Саме полярною частиною за рахунок функціональних груп,

наприклад –COOH, $–NH_2$, здійснюється селективна адсорбція органічних речовин, іонів важких металів. Часто colloidalJanusparticles складаються з оксиду SiO_2, що дає змогу легко хімічно модифікувати поверхню.

Серед нанотехнологій очищення води єфективною є також обробка води за допомогою гетерогенного фотокаталізу титану(IV) оксиду [9], цинку оксиду [10] та інших оксидів металів із напівпровідниковими властивостями. Фонокаталітична деградація на поверхні наночастинокZnO, TiO_2 та інших напівпровідникових оксидів базується на ініціюванні квантами світла формування анодних і катодних ділянок. Останні спричиняють перебіг електрохімічних і хімічних процесів з утворенням радикалів і пероксидних сполук. Результатом такого є практично повне окиснення органічних сполук до CO_2 та H_2O. Для підсилення дії напівпровідникових частинок ведуться роботи з модифікації напівпровідникових оксидів оксидами інших металів, нанесенням їх на підкладки [10] з утворенням фотокаталітичних матеріалів придатних для тривалої експлуатації в реальних умовах. Дослідження розмірного ефекту є також одним із пріоритетних напрямів досліджень.

1. *Bora T., Dutta J. Applications of Nanotechnology in Wastewater Treatment. A Review // J. Nanosci. Nanotechn. – 2014. – V. 14. – P. 613-626.*
2. *Potential of Advanced Nano-structured Membranes for Landfill Leachate Treatment: A Review / Z. Dabaghian, M. Peyravi, M. Jahanshahi, A. S. Rad // ChemBioEng Rev. – 2018. – V. 5. – P. 1-20.*
3. *Clay Mixtures and the Mechanical Properties of Microporous and Nanoporous Ceramic Water Filters / E. Annan, K. Kan-Dapaah, S.T. Azeko, K. Mustapha, etc. // J. Mater. Civ. Eng. – 2016. – V. 28. – P. 04016105.*
4. *Ungur G., Hr˚uza J. Modified polyurethane nanofibers as antibacterial filters for air and water purification // RSC Adv. – 2017. – V. 7. – P. 49177-49188.*
5. *Ince M., Ince O.K. An Overview of Adsorption Technique for Heavy Metal Removal from Water/Wastewater: A Critical Review// Int. J. Pure Appl. Sci. 2017. V.3. P.10-19.*
6. *Development of Nanocomposite Adsorbents for Heavy Metal Removal from Wastewater / B. Wang,T. Wu, S. Angaiahet al. //ES Mater. Manuf. 2018. V.2. P. 35–44.*
7. *Synthesis and Characterizations of Titanium Tungstophosphate Nanoparticles for Heavy Metal Ions Removal / M.A. Ghanem, N.H. Khdary, A.M. Almayouf, M.A. Salah // Solid State Phenomena 2017. V.257. P.187-192.*
8. *Amphi-functional mesoporous silica nanoparticles for dye separation/ P. Shinde, S.S. Gupta, B. Singh, etc. // J.Mater.Chem. A. – 2017. – No 28.*
9. *Nyongesa F., Aduda B. Electrophoretic Deposition of Titanium Dioxide Thin Films for Photocatalytic Water Purification Systems // Adv. Mater. – 2017. V. 6. – P. 31-37.*
10. *Porous ceramics based on hybrid inorganic tetrapodal networks for efficient photocatalysis and water purification / J. Gröttrup, F. Schütt, D. Smazna, etc. // Ceram. Intern. – 2017. – V. 43. – P. 14915-14922.*
10. *HabbaY.G., Capochichi-Gnambodoe M., Leprince-Wang Y. Enhanced Photocatalytic Activity of Iron-Doped ZnO Nanowires for Water Purification // Appl. Sci. – 2017. – V. 7. – P. 1185 (1-10).*

ЕЛЕКТРОКОАГУЛЯЦІЙНЕ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ НІКОЛУ

Гелеш А.Б., Савчук Л.В., Курилець О.Г., Ковальчук Х.І.
Національний університет «Львівська політехніка», Львів

ELECTROCOAGULATION TREATMENT OF WASTEWATER FROM NICOLE IONS

Helesh A.B., Savchuk L.V., Kurylets O.G., Kovalchuk Kh.I.
Lviv Polytechnic National University

The efficiency of galvanic effluent purification from Nicole ions by electrocoagulation has been experimentally confirmed. It has been established that the limiting stage of the water purification process is the electrochemical dissolution of aluminum anodes. The positive effect on the purification process of the growth of current density has been shown. The obtained results can be used in the process of developing the technology of electrocoagulation purification of effluents from Nicole ions.

Гальванічні виробництва є одними з найбільших забруднювачів навколишнього середовища сполуками важких металів. Вода в гальванічних цехах використовується: для приготування електролітів, розчинів знежирення і травлення, для промивання деталей та охолодження ванн. Стічні води, які при цьому утворюються, зазвичай, скидають у каналізаційну мережу підприємств. Одним з основних забруднювачів гальванічних виробництв є сполуки Ніколу, які Всесвітньою організацією охорони здоров'я визнані одними з найнебезпечніших забруднювачів довкілля.

Для очищення гальванічних стоків від іонів Ніколу технологічно та економічно доцільними є електрохімічні методи. Серед великого різноманіття електрохімічних методів найпоширенішими є: електродіаліз, електрофлотація, гальванокоагуляція і електрокоагуляція. Зазначені методи мають ряд переваг: установки прості і компактні, високопродуктивні, легко піддаються автоматизації не потребують реагентів і, відповідно – громіздкого реаґентного господарства.

Тому проблема очищення гальванічних стічних вод є безумовно актуальною, а метою нашої роботи є розроблення технологічних засад очищення стічних вод від іонів Ніколу.

У лабораторних умовах моделювали процес електрокоагуляційного очищення низько концентрованих стоків за іоном Ніколу. Процес здійснювали в на установці, головним пристроєм якої є електролізер, що складається з поліпропіленового корпусу (робочий об’єм 1,45 дм^3) в якому зафіксовано 11 електродів (6 анодів і 5 катодів) з відстанню між ними 10 мм. Розмір електродів 100×60 мм, відповідно сумарна робоча площа анодної і катодної груп – 6 дм^2. Електроди живляться від джерела постійного струму, з можливістю стабілізації значення струму та напруги. За допомогою амперметра і вольтметра вимірювали та контролювали силу струму та напругу. Імітат стічних вод самопливом поступав в основний апарат з напірної ємності.

Для приготування імітату стічних вод використовували розчин нікелю сульфату з концентрацією іонів Ніколу – $(0,9…1)\cdot10^{-3}$ мг/дм^3. Для підвищення електропровідності в «модельну» воду додавали 25 % натрію хлориду від концентрації іонів Ніколу. Через певні проміжки часу відбирали проби. Концентрацію іонів Ніколу в розчині до та після проведення експерименту визначали титриметрично. Відібрані проби титрували 0,01 N розчином трилону Б до переходу забарвлення від жовтого до червоно-фіолетового в присутності індикатора мурексиду.

Головним завданням експериментальних досліджень було вивчення впливу температури та густини струму на ефективність очищення низько концентрованих за іоном Ніколу стоків. Для оцінки ефективність очищення порівнювали одержані значення з $ГДК_{Ni}$ = 0,5 мг/дм^3, що відповідає $8,5\cdot10^{-6}$ моль/дм^3. Для досліджень використовували алюмінієві електроди, оскільки проведені нами попередні пошукові дослідження показали, що вони є значно ефективнішими у порівнянні з залізними.

На першому етапі було проведено дослідження впливу температури на ступінь очищення стоків. Процес проводили в стаціонарному режимі, густина струму в процесі електрокоагуляції становила 20 А/м^2, температуру розчину змінювали в межах 10…45 ^oC. В результаті експериментальних досліджень встановили, що характер зміни ступеня очищення стоків від іонів Ніколу для всіх досліджуваних температур аналогічний: протягом перших 3 хв (180 с) відбувається різке, практично прямолінійне зростання ступеня очищення води від іонів Ni^{2+} до 34…44% надалі приріст ступеня очищення не такий інтенсивний. Такий вигляд залежностей можна пояснити так: на початку процесу коагулянт

(алюмінію гідрооксид та його похідні) в розчині відсутній і, в проміжку часу 0…180 с, відбувається його поступове накопичення. Тобто, в цьому часовому інтервалі за густини струму 20 А/м^2 лімітуючою стадією процесу очищення води є електрохімічне розчинення електродів з наступним гідролізом іонів Al^{3+}. Після того як концентрація іонів Al^{3+} досягне певного критичного значення, інтенсивність приросту ступеня очищення знижується, що можна пояснити досягненням рівноваги між швидкостями процесів електрохімічного розчинення алюмінієвих анодів та гідролізу іонів Алюмінію з захопленням іонів Ni^{2+}. Загалом, підвищення температури в інтервалі 10…45 ^oC не дає відчутного покращення ефективності очищення стічних вод від іонів Ніколу електрокоагуляційним методом.

Густина струму є одним з визначальних чинників інтенсифікації електрохімічних процесів. Тому було проведено експериментальні дослідження впливу густини струму на процес очищення стічних вод від іонів Ni^{2+}. Умови експериментальних досліджень були аналогічні як і у попередньому досліді. Початкова температура імітату стічних вод становила 10 ^oC. Дослідження проводили в інтервалі густин струму i=10…50 А/м^2.

В результаті досліджень встановили, що за густини струму 10 А/м^2 для повного очищення стоків (ступінь очищення 100%) необхідний час електролізу становить 1800 с, а за значення густини струму 50 А/м^2 лише – 180 с. Тобто інтенсивність процесу очищення зростає в 10 разів в той час як густини струму тільки в п’ять.

Такий інтенсивний приріст ефективності очищення підтверджує наше попереднє припущення, що в початковий момент процес електрокоагуляції лімітується стадією електрохімічного розчинення анодів з утворенням іонів Al^{3+}. Інтенсивне утворення зазначених іонів, за великих густин струму, сприяє утворенню щільного «фільтруючого шару» з пластівців алюмінію гідрооксиду, які ефективно захоплюють іони Ніколу.

Результати експериментів було математично оброблено і отримано залежність часу повного очищення стоків від густини струму електрокоагуляції. Результати досліджень зведено до кривої, яка з високою вірогідністю апроксимації (R^2=0,99) описується рівнянням поліному другого степеня:

$$\tau_{очищ.} = 0{,}5929 \cdot i^2 - 74{,}271 \cdot i + 2438$$

Одержане рівняння може знайти практичне використання для розроблення технологій електро коагуляційного очищення стоків від іонів Ніколу.

MODERN METHODS BASED ON HYDRODYNAMIC CAVITATION FOR TREATMENT OF WASTEWATER

Swapnil Gujar[1], Parag R. Gogate[1], Z. Znak[2], Yu. Sukhatskiy[2], R. Mnykh[2]
[1]Department of Chemical Engineering, Institute of Chemical Technology, Matunga, Mumbai 400019, India
[2]Institute of Chemistry and Technical University, Lviv Polytechnic National University, Bandera Str. Lviv 79013, Ukraine

The use of hydrodynamic cavitation for waste water treatment is substantiated. The main designs of hydro dynamic cavitators used in research, for example, Venturi tube, perforated plates, etc. aregiven. It is shown that the efficiency of waste water treatment by hydro dynamic cavitations ignificantly in creases with the use of oxidants (hydrogenperoxide, ozone, Fenton) and UV / solar irradiations

Introduction:

Water is the most important resource on earth, though it is becoming a scarest with the existing supplies getting contaminanted. Chemical industries are imposing an escalating burden on the supply of fresh water as well as affecting the environment and human life by producing hazardous wastewater. Numerous attempts have been made to establish an effective water treatment system enabling the quality of the water being discharged from industries to the desired level.Conventional water treatment approaches

are not able to effectively eliminatehazardous or complex compounds present in the wastewater.Development of novel oxidation processes and its implementation is thus very important. A novel such technique,hydrodynamic cavitation (HC), has been highlighted in the current work.

In the hydrodynamic cavitation, the liquid stream is intended to pass through a confined region such as venturi, orifice, throttling valve, etc. leading to the formation of cavities, when static pressure of the liquid falls below the vapour pressure. Subsequently downstream of the confined region, pressure recovery occurs driving the various stages of cavitation including the violent collapse. Typically large magnitude of energy is released also generating conditions of high temperature (10000 to 14000K) and high pressure(100 to 400 MPa).These extreme conditions enable the dissociation of water molecules into OH and H radicals or the oxidants presented into highly reactive free radicals that react and mineralize the complex organic chemicals[1]. In addition, high intensity turbulence is generated that can help in better mixing in the reactor leading to effective utilization of any oxidants externally added for treatment.

After presenting an introduction to hydrodynamic cavitation, the paper will highlight the different design configurations and literature-based applications in the area of wastewater treatment.The use of combined oxidation-cavitation approaches has also been highlighted giving often synergistic effects leading to lower treatment times and requirement of chemicals.

Design aspects of HC rector as modern technology in the wastewater treatment:

HC reactor configuration involves a flow loop mostly operating in recirulation mode based on the centrifugal/positive displacement pumps as the main energy dissipating devices. The design of the cavitating device is the most critical aspect as it affects the intensity of the cavitation and hence the extent of degradation/mineralization. Typically, differentcavitating devices such as venturi[2], single or multiple hole based orifice plate[3] and throttling valveshave been reported in the literature and also illustrated in fig. 1 for better understanding. The transitory nature of cavitation is mostly observed in an orifice plate, whereas the cavitation is stable or less transient in a venturi due to its geometrical design. Use of throttling valves was one of the earliest options but with less flexibility of controlling the cavitational intensity. In the case of venturi, the cavitational intensitycan be controlled by using different types of venturi such as circular and slit as well as by varying the geometrical parameters such as throat area, divergence angle, curvature and flow perimeter[4]. The orifice plate set-up provides immense versatility in terms of the operating (inlet pressure, liquid flow rate, temperature) and geometric conditions (number of holes, diameter and shape of the holes on the orifice plate)[5].

A dimensionless number described ascavitation number (C_v)is generally used to characterize the potential of fluid flow to generate cavitatation and this forms useful design criteria. The cavitation number at which the cavitation begins is called cavitation inception number $C_{vi}$and ideally the onset of cavitation is observed at Cvi = l and significant cavitational effects are seen at $C_v < 1$ (typically 0.2 to 0.6). Below, cavitation number of 0.2, it is likely that super cavitation will be seen, ofcourse depending on geometrical configuration of the cavitating device[6], which results in lower intensity cavitation.

Apart of designs involving a static cavitating design as discussed earlier, there have been some reports involving high speed rotation as an approach to generate hydrodynamic cavitation [7]. The approach involves typically two rotors with two operating mechanisms of both rotating in opposite directions or one remaining static and other rotating at high speeds. The designs of the rotors can also be adjusted, say for example including grooves, so as to increase the intensity of cavitation in the system. There also exists a critical speed of rotation beyond which cavitational effects will be seen.

It is difficult to compare the different configurations available but some recommendations can be made. It is expected that orifice plate setup would generally offer flexibility of controlling the intensity and energy requirements based on the quick changes in the plates suiting to various applications. Venturi based operation can give higher energy efficiency and can be suited for installations where lower intensity treatment is required, for example water disinfection with a focus on killing only the

microorganisms. In terms of the operating conditions, it is expected that an optimum inlet pressure (speed in the case of rotational devices), temperature and pH will be expected for a specific system to give maximum effects [6]. Optimum addition of the oxidants so as to provide a source of radicals can also lead to synergistic results. Such optimums, both for operating conditions and oxidant loadings, can be established using laboratory scale studies for the real industrial effluents in question so as to get a reliable operation [6,8].

Applications of HC reactor in the wastewater treatment

HC reactor generates conditions suitable to disintegrate the complex molecules into lower molecular weight compound. The application of cavitation is significantly beneficial in combination with other oxidation processes as well. We now present an overview of some of the important studies dealing with application of HC as an efficient wastewater treatment method.

Saharan et al. [9] reported a study on venturi based HC reactor applied for the degradation of Reactive Red 120 dye at an initial concentration of 50 ppm.It was reported that best conditions fordecolorization were 5bar inlet pressure and pH of 2. Photographic studies revealed the existence of choked cavitation at higher pressure above 5 bar clearly showing the requirement of establishing optimum conditions. Addition of hydrogen peroxide till an optimum loading favored the generation of hydroxyl radicals and hence the extent of decolorization. Beyond the optimum loading, any additional usage of hydrogen peroxide resulted in scavenging action and need to be avoided in the application.

Randhavane and Khambete [10] reported that the HC based ozonation process was efficient as compared to ozonation alone for the degradation of chlorpyrifospresent in real wastewater. It was reported that complete degradation is obtained in the combination approach at 5bar inlet pressure and ozone dose of 100mg/hr in45 min of contact time, while only 12.2% as degradation was achieved using ozonation alone.

In another study, Raut-Jadhav et al. [11] reported thatcomplete degradation of methomyl(pesticide) was achieved in thecombinedventuri based HC reactor (inlet pressure: 5 bar and pH: 2.5) and Fenton process. Much lower extent of degradation was reported for the individual HC reactor (6.5 %) and Fenton process (29.2 %) in same time of 30 min. It was also reported that 1:30 was an optimum molar ratio of $FeSO_4$:H_2O_2 in the HC coupled Fenton process yielding a synergetic index of 13.4.

A similar beneficial application of the HC reactor in combination with photocatalysis[12] was demonstratedfor the degradation of tetracycline, also depicting synergetic effect in terms of enhanceddegradation ratebased on the elimination of mass transfer resistances, catalyst activation and deagglomeration of the catalyst during the operation.

In a recent study, Thanekar and Gogate [13] reported the use of HC alone and combined operation with oxidants as pre-treatment for most commonly applied biological oxidation. It was reported that individual operation of HC was not very effective for the complex effluent giving only 21.6% of COD reduction whereas combination with Fenton was much more effective with COD reduction of 72.1%. Subsquent use of biological oxidation resulted in about 98% COD reduction making the treated effluent suitable for discharge.

Conclusions:

Following important outcomes can be established based on this short review:

- The efficacy of the HC cavitation depends on the geometrical parameters (configuration of an orifice plate, type of venturi, perimeter to the cross-section area of the throat) and operating conditions (pressure, flow rate and temperature of the liquid) of the cavitating device. Optimization of parameters is essential to design a wastewater treatment scheme based on an economical point of view.
- Though HC alone can be effective in treating the effluent, the efficacy can be significantly enhanced based on the combined approach with other oxidants (hydrogen peroxide, ozone, Fenton and UV/solar irradiations).
- A properly optimized treatment scheme can be effectively applied for a wide variety of effluents obtained from various chemical industries and process can be economical and possibly commercialized at plant scale level.

References:

1. S. K. Pawar, A. V. Mahulkar, K. Roy, V. S. Moholkar, A. B. Pandit, AIChE J., 63(2017), 4705-4716.
2. V. K. Saharan, M. A. Rizwani, A. A. Malani, A. B. Pandit, Ultrason. Sonochem, 20(2013), 345–353.
3. Y. Yan, R. B. Thorpe, Int. J. Multiph. Flow, 16(1990), 1023-1045.
4. J. Carpenter, M. Badve, S. Rajoriya, S. George, V. K. Saharan, A. B. Pandit, Rev ChemEng, 33(2017), 433-468.
5. P. R. Gogate, A.M. Kabadi, Biochem. Eng. J., 44(2009), 60-72.
6. P. R. Gogate, A.B. Pandit, Rev ChemEng, 17(2001), 1-85.
7. M. Zupanc, T. Kosjek, M. Petkovšek, M. Dular, B. Kompare, B. Širok, M. Stražar, E. Heath,Ultrason. Sonochem., 21 (2014), 1213-21
8. M. Gągol, A. Przyjazny, G. Boczkaj, Chem. Eng. J. 338 (2018) 599-627.
9. V. K. Saharan, M. P. Badve, A. B. Pandit, Chem. Eng. J., 178(2011), 100-107.
10. S. B. Randhavane, A. K. Khambete, J CivEngManag, 22(2018), 2219-2225.
11. S. Raut-Jadhav, D. Saini, S. Sonawane, A. B. Pandit, Ultrason. Sonochem., 28(2016), 283-293.
12. X. Wang, J. Jia, Y. Wang, Chem. Eng. J. 315(2017), 274-282.

Figures:

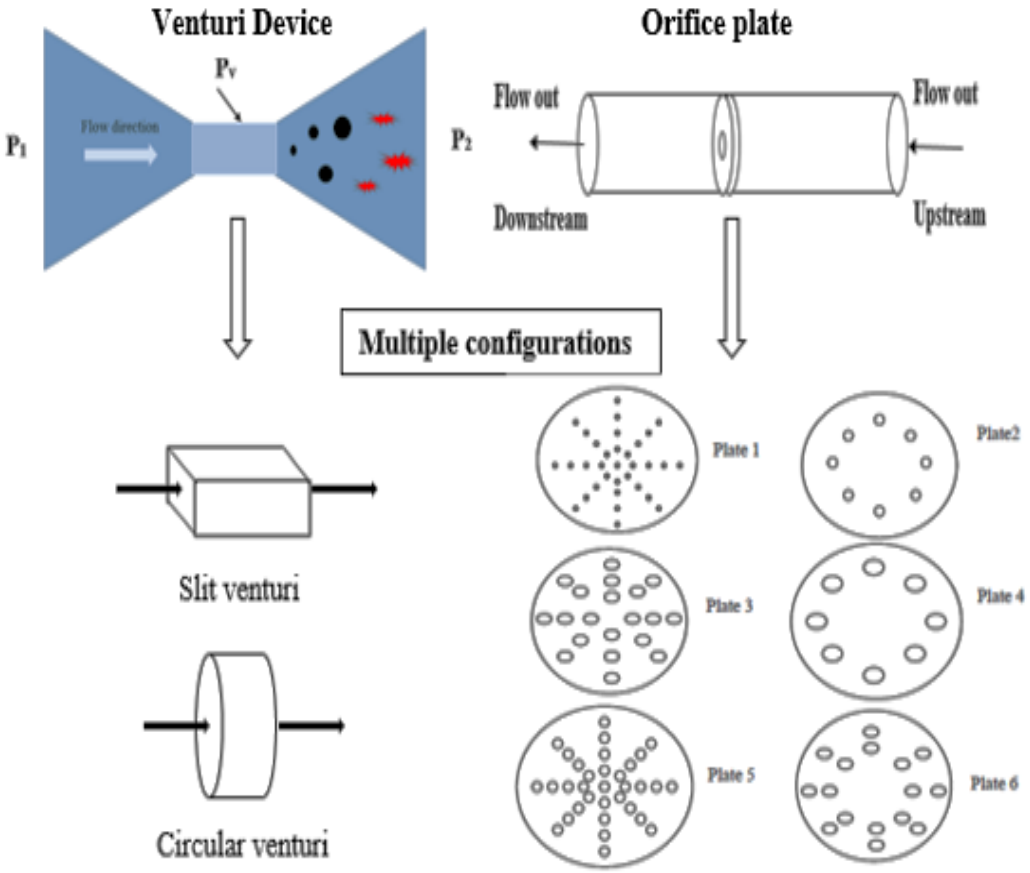


Fig. 1: Schematic diagram of the different configurations of cavitating device

Acknowledgement:

Authors acknowledge the funding of Department of Science and Technology, India for the Indo-Ukraine joint project (INT/UKR/P-23/2018) with Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

ДЕСТРУКЦИЯ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ БАКТЕРИЯМИ АКТИВНОГО ИЛА СООРУЖЕНИЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ

Д.М. Голабурда, Г.Г. Юхневич
Гродненский государственный университет имени Янки Купалы

DESTRUCTION OF ORGANIC COMPOUNDS BY *ACTIVATED SLUDGE* BACTERIA OF WASTEWATER TREATMENT *PLANT*

D.M. Golaburda, G.G. Yukhnevich
Yanka Kupala State University of Grodno

The number of bacteria-destructors of specific components of industrial wastewater was determined in the activated sludge of biological treatment facilities for the production of nitrogen compounds and fertilizers. It has been established that the efficiency of bacterial destruction of organic compounds depends on a set of conditions and differs in different types of treatment facilities.

Бактерии активного ила сооружений биологической очистки содержат большое разнообразие ферментов деградации, ответственных за разложение химических веществ. Активность микроорганизмов-деструкторов определяется экологическими условиями: составом и концентрацией органических и минеральных веществ, температурой, pH, степенью аэро- или анаэробиоза, возможностью обмена продуктами метаболизма между разными видами микроорганизмов[1].

Биодоступность органических веществ зависит от их химической структуры. Чем сложнее структура, тем менее доступен ксенобиотик для биодеградации и меньше микроорганизмов способно его утилизировать. Циклические соединения поддаются биодеградации труднее нециклических, что связано с наличием цикла, который окисляется сложнее, чем молекулы с линейной структурой. Трудно разлагаемые соединения могут сохраняться продолжительное время в сточных водах и при их сбрасывании в водоемы, оказывать токсическое действие на отдельные звенья природных экосистем.

При этом, для каждого микроорганизма характерен свой специфический ферментный набор внеклеточных и внутриклеточных ферментов и особый путь биодеградации конкретных веществ. Некоторые органические вещества в высокой концентрации подавляют метаболическую активность и/или рост деградирующих их микроорганизмов; Большинство микроорганизмов способны разрушать несколько органических компонентов сточных вод.

Цель работы – определить численность бактерий=деструкторов органических компонентов сточных вод производства азотных соединений и удобрений в активном иле разных типов сооружений биологической очистки.

Для определения интенсивности бактериальной деструкции использовали пробы иловой смеси на выходе сооружений-нитрификаторов, сооружений-денитрификаторов и двух аэротенков-вытеснителей производства азотных соединений и удобрений.

Для изучения способности бактерий усваивать определенное органическое вещество применяли метод ауксанограмм, основанный на том, что исследуемое вещество вносят в синтетическую питательную среду, лишенную определенных элементов питания. За основу была взята питательная среда № 9 (г/ дм^3): Na_2HPO_4 – 15, KH_2PO_4 – 3, NaCl – 0,5, г NH_4Cl – 1, агар – 15.

Исследуемое вещество (карпролактам, карбамид, циклогексан, циклогексанол и циклогексанон) в питательную среду вносили в количестве 5 г/дм^3. Контролем служила питательная среда с 5 г/дм^{3}глюкозы. Осуществляли поверхностный посев 0,1 см^3 иловой смеси сооружений биологической очистки. Через 72 ч подсчитывали количество выросших колоний [2].

В активном иле всех сооружений биологической очистки производства азотных соединений и удобрений содержатся в большом количестве бактерии-деструкторы специфических компонентов производственных сточных вод, таких как карбамид, циклогексан и циклогексанон (таблица). В активном иле

сооружений-нитрификаторов количество бактерий-деструкторов карбамида и циклогексана составляет 87 тыс. и 66 тыс. КОЕ/см^3, а в сооружениях-денитрификаторах – 33 тыс. и 149 тыс. КОЕ/см^3 соответственно. Мочевину относят к легко расщепляемым органическим соединениям, а циклические алканы и кетоны, как известно, также легко подаются биодеградации адаптированной микрофлорой.

Таблица – Изменение количества бактерий-деструкторов в активном иле сооружений биологической очистки производства азотных соединений и удобрений

Вещество	Численность бактерий-деструкторов, КОЕ/см^3			
	нитрификатор	денитрификатор	аэротенк 1	аэротенк 2
Глюкоза	$1{,}15 \times 10^5$	$7{,}11 \times 10^4$	$1{,}15 \times 10^4$	$2{,}24 \times 10^4$
Карбамид	$8{,}74 \times 10^4$	$3{,}33 \times 10^4$	$3{,}29 \times 10^4$	$3{,}55 \times 10^4$
Капролактам	–	$1{,}62 \times 10^5$	$5{,}00 \times 10^3$	$5{,}06 \times 10^3$
Циклогексан	$6{,}59 \times 10^4$	$1{,}49 \times 10^5$	$2{,}15 \times 10^4$	$1{,}81 \times 10^4$
Циклогексанон	$7{,}90 \times 10^2$	$2{,}89 \times 10^4$	$4{,}39 \times 10^3$	$4{,}78 \times 10^3$
Циклогексанол	$2{,}80 \times 10^2$	$9{,}00 \times 10$	$3{,}00 \times 10$	$2{,}00 \times 10^2$

Биодеструкция капролактама активно происходит в сооружениях-денитрификаторах, где численность бактерий, использующих его как единственный источник углерода, достигает 162 тыс. КОЕ/см^3, что в 30 раз выше, чем в аэротенках.

Установлено, что циклогексанол в концентрации 5 г/дм^{3}трудно разлагается бактериями активного ила сооружений биологической очистки и может сохраняться продолжительное время в сточных водах с последующим сбросом в водоем.

Таким образом, эффективность деструкции органических соединений бактериями активного ила зависит от комплекса условий и отличается в различных типах очистных сооружений. Наибольшая численность бактерий-деструкторов карпролактама, циклогексана и циклогексанона выявлена в сооружениях-денитрификаторах с анаэробным режимом функционирования.

Список использованных источников

1. Колесников, В. П. Современное развитие технологических процессов очистки сточных вод в комбинированных сооружениях / В. П. Колесников, Е. В. Вильсон. – Ростов-на-Дону : Изд-во «Юг», 2005. – 212 с.
2. Ручай, Н. С. Экологическая биотехнология / Н. С. Ручай, Р. М. Маркевич. – Минск : БГТУ, 2006. – 312 с.
3. Тимергазина, И. Ф. К проблеме биологического окисления нефти и нефтепродуктов углеводородокисляющими микроорганизмами / И. Ф. Тимергазина, Л. С. Переходова // Нефтегазовая геология. Теория и практика. – 2012. – Т 7. – № 1. – С. 1–28.
4. Егоров, Н. С. Руководство к практическим занятиям по микробиологии / Н. С. Егоров. – М.: МГУ, 1995. – 224 с.

ОБЛАДНАННЯ ДЛЯ ФІЗИЧНИХ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ ВОДОЙМ

О.С. Іващук, Р.А. Чижович, А.Р. Глуханюк, Т.А. Кузьмінчук
Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів

EQUIPMENT FOR PHYSICAL METHODS OF WATER TREATMENT

O.S. Ivashchuk, R.A. Chyzhovych, A.R. Hlukhaniuk, T.A. Kuzminchuk
Lviv Polytechnic National University, Lviv

Проаналізовано переваги та недоліки обладнання для фізичних методів очищення води. Були визначені основні властивості, яким повинен відповідати оптимальний пристрій.

Advantages and disadvantages of equipment for physical methods of the water treatment were analyzed. The properties that the optimal device should correspond to were determined.

Проблематика очистки природних водойм вже тривалий час актуальна для цілого світу та України зокрема. Згідно з даними ООН, Україна займає 95-те місце у рейтингу щодо чистоти питної води. Потреби водопостачання на 20 % забезпечується за рахунок підземних вод, а решта 80 % – поверхневих водойм. В цей же час близько 60 % води в нашій країні екологи визнають непридатною для пиття [1]. Тому важливим завданням сьогодення є винайдення нових та покращення існуючих способів очищення води.

Забруднення води поділяють на певні види: фізичне, хімічне, біологічне, теплове [2].

Фізичне забруднення води, найпоширеніше та найнеобхідніше для очистки, здійснюється шляхом накопичення в ній нерозчинних домішок природного походження – піску, глини, мулу, листя; надходження суспензій з підприємств гірничорудної промисловості; потрапляння пилу, що переноситься вітром у суху погоду тощо. Тверді частинки знижують прозорість води, як наслідок пригнічують розвиток водяних рослин, риб та інших водяних тварин, погіршують смакові якості води, а іноді роблять її взагалі непридатною для споживання [2].

Для очищення води від механічних частинок використовують прилади певної конструкції, які мають свої переваги та недоліки. Розглянемо найпоширеніші пристрої, які використовують для досягнення поставленої мети.

Залежно від умов та параметрів водойми використовують пристрої з фільтрами певного виду:

1) Занурювальні фільтри, що призначені для невеликих водойм, в яких нема риби. Відцентровим насосом вода подається через звичайний механічний фільтр, у процесі чого відбувається грубе фільтрування води.

2) Проточні фільтри, що встановлюються на берегу водойми. Ці прилади сполучені з насосом, попередньо зануреним у воду.

3) Барабанні фільтри, де як фільтруючий елемент, використовують сітку з нержавіючої сталі, що безперервно обертається та здійснює процес фільтрування.

Серед найпоширеніших пристроїв для фільтрації води також можна виокремити скімер. Це спеціальний прилад оснащений фільтром та відцентровим насосом. Скімери очищають водну поверхню від плаваючих предметів (пилу, листя, тощо) і збирають забруднення в спеціальні збірники.

Перевагами даних пристроїв є, безперечно, простота та надійність конструкції. Натомість до недоліків можна віднести:

1) Залежність від електромережі.

2) Значні габаритні розміри для фільтрів.

3) Відносно невелика площа очищення водойми.

4) Локальна дія очищення – навіть у випадку скімерів, їх мобільність часто обмежена розміром трубопроводу насосу.

5) Необхідність частого обслуговування – видалення забруднення з фільтру та камери збірника.

6) Відсутність інформації про рівень забруднення фільтру та камери збірника.

7) Неможливість дистанційного керування.

Наведені недоліки приладів для фізичної очистки природних водойм спонукають до створення нового удосконаленого обладнання – мобільного очисника із дистанційним керуванням та автономним живленням.

Даний пристрій повинен володіти наступними характеристиками:

1) Універсальність – можливість застосування для будь якого типу відкритої водойми, можливість використання фільтрів різної конструкції.

2) Енергоавтономність – можливість роботи без електромережі.
3) Компактність та надійність конструкції.
4) Автоматизація показів забруднення фільтрів та камери збірника.
5) Безпечність для екосистеми водойм.
6) Можливість дистанційного керування.

Література

1. Бардов В. Г., Омельчук С. Т., Мережкіна Н. В. : Гігієна та екологія. Підручник; за заг. ред. Бардова В. Г. - Вінниця : Нова Книга, 2020, 472 с.

2. Малимон С. С.: Основи екології. Підручник. - Вінниця: Нова Книга, 2009, 240 с.

ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

М. В. Дегтяр
Харківський національний університет міського господарства ім. О.М. Бекетова, м. Харків

IMPROVING THE EFFICIENCY OF BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT

M.Degtyar
O. M. Beketov National University of Urban Economy in Kharkiv

В статті проаналізовано основні проблеми, що виникають при очищення побутових стічних вод на спорудах біологічного очищення. изку заходів для покращення умов біологічного очищення, зокрема за рахунок інтенсифікації робот споруд біологічного очищення.

The article analyzes the main problems that arise during the treatment of domestic wastewater at biological treatment plants. Improving the conditions of biological treatment, in particular by intensifying the work of biological treatment facilities was offered.

В останні роки спостерігається тенденція скорочення обсягів стічних вод, що надходять на міські очисні споруди,зокрема за рахунок використанням приладівобліку води, що приводить до економії води при одночасному підвищенню використання мийних засобів. що обумовлює підвищеннявмісту в стоках азоту та фосфору.

В Україні щорічно у поверхневі водні об’єкти разом із стічними водами потрапляє : завислих речовин – 45·106 кг; нафтопродуктів – 400·106 кг; сульфатів – 800·106 кг; хлоридів – 670·106 кг; азоту – 10·106 кг; нітратів – 60·106 кг; нітритів – 2·106 кг; СПАР – 0,25·106 кг; фосфатів – 0,007·106 кг [1].

Основна європейська директива [2] оперує поняттями загальний азот та загальний фосфор, на відміну від українських нормативних документів, що використовують поняття – загальний азот, азот амонійний, азот нітритний, азот нітратний (N), азот в амонійних солях; щодо забруднення сполуками фосфору – загальний фосфор, фосфати (P) або фосфор фосфатів, фосфати (PO_4).

Глибоке видалення азоту і фосфору з міських стічних вод стає невід'ємним завданням на вже існуючих спорудах каналізації, оскільки вони, запроектовані і побудовані в той час, коли забруднення води біогенними елементами ще не було таким інтенсивним,і нині не справляються із завданням очищення стічних вод від цих речовин. Тому зараз у багатьох країнах розробляються методи по видаленню біогенних елементів на вже існуючих спорудах.

У результаті біологічного очищення за класичною схемою зі стічних вод більшою мірою вилучається легкоокисна мікроорганізмами розчинена форма ортофосфатів. За типовою схемою у результаті біологічного очищення

вилучається не більш 50 % фосфорних сполук. У систему водовідведення з побутовими стічними водами надходять мінеральні та органічні сполуки фосфору, причому до 50-70 % у них становлять ортофосфати, до 15 % – нерозчинний фосфор, більша частина якого вилучається в первинних відстійниках [3].

На сьогоднішній день на очисних спорудах водовідведення не досягаються нормативні вимоги на скид по сполуках азоту та фосфору, які викликають забруднення водойм та викликають евтрофікацію водойм.

За даними [4], комунальніСВможутьміститивід 5 до 20 мг/дм^{3}загального фосфору. Зньогоорганічнісполукискладаютьвід 1 до 5 мг/дм^3, решта – неорганічнісполуки.

Від одного мешканцяжитловогобудинкувнесок фосфору в каналізаційну мережу знаходиться в межахвід 0,65 до 4,80 г/добу. Цейпоказникмаєтенденцію до збільшення

За даними[5] вмістфосфатів у стічних водахмістаКиєва за нормативного показника на рівні 8 г/м^{3}складає 26 г/м^3, таким чином спостерігається перевищеннябільшніж у три рази.

У таблиці 1 наведені гранично допустимі концентрації біогенних елементів, згідно Правил приймання стічних вод в системи каналізації населених пунктів України [6].

Таблиця 1 - Гранично допустимі концентрації біогенних елементів

Показник	Нормативне значення для водойм різного призначення, г/м^3	
	Господарсько-питного та рекреаційного	Рибо-господарського
Азот амонійний	2,0	0,5
Нітрати	3,3	0,08
Нітріти	45,0	40,0
Фосфати	3,5	Не нормується

Більшість діючих споруд біологічного очищення стічних вод засновано на традиційній біотехнології, яка забезпечує низьку ступінь вилучення фосфатів (до 30%), та не забезпечує ефективного видалення нітратів, що утворюються в процесі нітрифікації. Для вирішення цього питанн існує декілька технічних прийомів:

- комбінація біологічної очистки з хімічним осадженням фосфатів;
- біологічна очистка від фосфору, з технологією біологічної дефософотації;
- реагентна очистка
- підвищення окислювальної потужності споруд за рахунок збільшення дози активного мулу або її оптимізації.

Зокрема, слід зазначити, що для ефективного біологічного очищення вміст біогенних елементів у стічних водах, що подаються на біологічну очистку повинен бути не менше ніж 5 мг/дм^3 азоту і 1 мг/дм^3 фосфору на кожні 100 мг/дм^{3}БСКповн, а температура стічних вод не повинна бути нижче 6 °С і вище 30 °С. [7].

При неможливості забезпечення граничних умов протікання процесу біологічної очистки передбачають заходи (конструктивні чи технологічні) з їх дотримання.

Отже, вимоги сьогодення потребують корегування технології та деяких конструктивних змін в апаратурному оформленні процесу біологічного очищення. З економічної точки зору, оптимальним є використання наявних площ, існуючого обладнання та споруд, зокрема вторинних відстійників та аеротенків.

Зокрема вартість доочистки 1м^3 стічної води на додаткових спорудах очищення в 1,5-2 рази вище, ніж саме очищення, а питомі витрати на видалення маси забруднень зростають в декілька разів. Тому першим кроком до виконання програми по видаленню біогенних елементів із стоків є реконструкція аеротенків з улаштуванням необхідних зон.

Біологічневидалення фосфору рекомендуєтьсяпередбачати разом з біологічнимвидаленням азоту.Для здійснення процесу біологічного видалення

фосфору слід проектувати в аеротенках (як доповнення до аноксидних і аеробних) також анаеробні зони, забезпечуючи в них низький вміст не тільки розчиненого кисню, але і нітритів та нітратів.

Часто використовують саме реагетнтне зв'язування фосфору. Хімічний склад, дозу, місцевведення реагенту визначаютьнаосновідосвіду експлуатації чи експериментальних даних.

В залежності від міста введення реагенту, біохімічне очищення стічних вод спільно з реагентноюобробкою достатньо ефективне, але має ряд недоліків при практичному застосуванні. Якщо впроваджувати такі технологічні схеми на очисних спорудах великої продуктивності, перешкодою стають великі витрати реагентів, відповідно витрати на реагентне господарства, додаткові енерговитрати.Одним із способів інтенсифікації процесу очищення стічних вод за допомогою реагентів є магнітна активація розчину реагента.

Данні дослідження, виконані на стічній воді Комплексу біологічного очищення "Диканівский" м. Харкова, та показали можливість інтенсифікації процесу видалення біогенних елементів при використанні активованого розчину коагулянта сульфату алюмінію в 1,5-2 рази в порівнянні з використанням розчину звичайного коагулянта. При цьому можливе зниження витрати коагулянта не менше чим на 25-30% без погіршення якості очищення стічних вод за біогенними елементами [8].

При застосуванні біологічної очистки основними заходами з модернізації біологічної очистки пропонуємо часткову ретехнологізацію та переобладнання первинних відстійників в зону аеротенків. Також в існуючих аеротенках виокремлюють анаеробну та аеробну зону. Таким чином, аеробну зону влаштовують в первинних відстійниках, а безкисневу та анеробну, в існуючих аеротенках. Аеробні зони обладнуються високоефективною системою дрібно пузирчастої системи аерації. В анаеробній зоні встановлюються занурені мішалки.

Аеробна зона займає найбільший об'єм аеротенку. Пояснюється це тим, що при зниженні цього обсягу не вдається отримати стабільний процес нітрифікації, який в свою чергу є ключовим для запуску процесу денітрифікації.

В анаеробній зоні відбувається процес фінішної денітрифікації та перехід нітратів в газоподібний азот. в якій протікають процеси біологічної дефосфотації. Ця зона являє собою реактор повного витіснення з встановленими мішалками. В голову цієї зони подається стічна вода, де вона перемішується зі зворотним активним мулом.

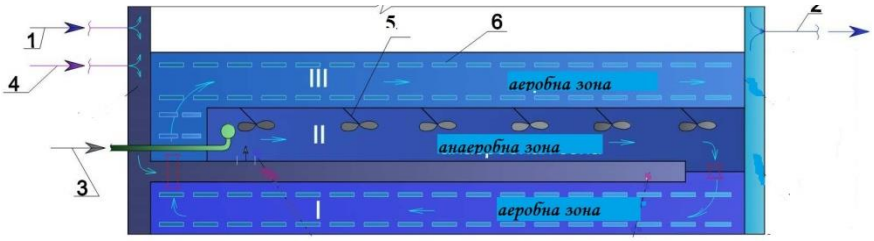


Рисунок 1 - Схема можливої реконструкції аеротенка з влаштуванням зон нітри – денітрифікації

1 - трубопровід підведення стічної води;2 – трубопровід подачі стічної води до вторинних відстійників; 3 - трубопровід подання активного мулу ; 4 - зворотній мул ; 5 –мішалки ; 6 - аераційні елементи ; 7 - водозлив на виході; 8 - нижній канал ; 9 - розподільний лоток; 10 - мішалка

Очікувані показники на виході з очисної станції після реконструкції очисних споруд, з впровадженням нітри - денітрифікації становлять: $БСК_{повне}$ 1,5 - 2,0 мг·O_2/дм^3 (при класичній схемі – 10 мг·O_2/дм^3), завислим речовинам 3 - 4 мг/дм^3 , (при класичній схемі – до 10 мг/дм^3) амонійному азоту 0,02-0,04 мг/дм^3, (при класичній схемі -15 мг/дм^3), нітратам - 35 - 40 мг/дм^3, (при класичній схемі - 50 мг/дм^3), нітритів 0,01-0,02 мг/дм^3 , (при класичній схемі – 0,5 мг/дм^3) та фосфору 0,1 – 0,2 мг/дм^3, (при класичній схемі -0,35 мг/дм^3).

Література

1. *Міністерство з питань коммунального господарства України. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2012 році. Київ, 2013. 450 с.*
2. *Council Directive 91/271/EEC of May 1991 Concerning Urban Waste Water Treatment, 1991. URL: http://ec.europa.eu/environment/water/waterurbanwaste/ index_en.html*
3. *К.О. Новикова Очистка сточных вод от биогенных элементов : учеб.-метод.пособие / О. К. Новикова ; М-во трансп. и коммуникаций Респ. Беларусь, Белорус. гос. ун-ттрансп. – Гомель : БелГУТ, 2019. – 55 с.*
4. *Lenntech. Phosphorous removal from wastewater. 2017. URL: https://www.lenntech.com/phosphorous-removal.htm*
5. *Київводоканалб'є на сполох: протягомтравнявмістфосфатів у стічних водах, якінадходять на очистку, втричіперевищуєграничнодопустимуконцентрацію. 2017. URL: http://old.menr.gov.ua/press-center/news/150-news28/2631-kyivvodokanal*
6. *Правила прийманнястічних вод підприємств у комунальні та відомчісистемиканалізаціїнаселенихпунктівУкраїни. Затверджені наказом Державного комітетубудівництва, архітектури та житловоїполітикиУкраїни 19.02.2002 №37. Чиннийвід 26.04.2002 р. за N 403/6691.*
7. *Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування ДБН В.2.5-75:2013.*
8. *С.С Душкин Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод: монография. /Душкин С.С, Коваленко А.Н, Дегтярь М.В., Шевченко Т.А. - Х.: ХНАГХ, 2011*

DISPOSAL of INDUSTRIAL EFFLUENTS from UREA SYNTHESIS PLANT

Demchuk I.M.[1;2], Kuznetsova S.Y.[1], Stolyarenko G.S.[2], FominaN.M.[2]
[1]Public Joint Stock Company"AZOT", Cherkasy
[2]Cherkasy State Technological University, Cherkasy

УТИЛІЗАЦІЯ ПРОМИСЛОВИХ СТОКІВ АГРЕГАТУ СИНТЕЗУ КАРБАМІДУ

Демчук І.М.[1;2], Кузнєцова С.Ю.[1], Столяренко Г.С.[2], Фоміна Н.М.[2]
[1]Публічне акціонерне товариство "АЗОТ", Черкаси
[2]Черкаський державний технологічний університет, Черкаси

The main part of industrial effluents from urea production makes condensed juice vapor. Many studies aim at finding destructive methods of effluent disposal. The treatment of condensed juice vapor from N-containing compounds is based mainly on destruction of amide and ammonium Nitrogen with subsequent treatment by means of biological methods at nitri-denitrification plants, the efficiency of which does not exceed 80%. This study presents an alternative method ofliquid wastetreatment, namely: the method for utilization of amide and ammonium nitrogen by their conversion into an intermediate product - N_2H_4 with subsequent processing into N_2H_4 H_2SO_4.The study reveals the results evaluating the possibility and feasibility of creating a new technology for the conversion of N-containing wastewater compounds of urea production to the stage of hydrolysis and desorption to hydrazine sulfate.

Основна частина стічних вод виробництва карбаміду складає конденсат сокової пари. Багато досліджень спрямовані на пошук деструктивних методів утилізації стічних вод. Очищення конденсату сокової пари від N-вмісних сполук засновано здебільшого на деструкції амідного та амонійного Нітрогену з подальшою доочисткою біологічними методами на установках нітри- денітрифікації, ефективність яких не перевищує 80 %. В даній роботі представлено альтернативний метод очистки рідких відходів, а саме: метод утилізації амідного та амонійного азоту шляхом їх

конверсії в напівпродукт – N_2H_4 з подальшою переробкою в $N_2H_4 \cdot H_2SO_4$.Робота розкриває результати дослідження можливості та доцільності створення нової технології конверсії N-вмісних сполук стічної водивиробництва карбаміду до стадії гідролізу та десорбції в гідразин сульфату.

Fertilizers remain an important factor in intensifying production, maintaining nutrient bud getting and soil fertility. They are one of the most available types of resources for significant increasing the productivity of agricultural potential of farming industry in a relatively short period of time [1]. Due to the presence of "bottlenecks" in the existing technologies of urea production, the search for promising directions for improving production is a crucial task nowadays [2 - 3].

There is a certain amount of waste at every production facility. In the production of nitrogen fertilizers, the main part of waste is liquid waste. Effluents in the process of urea synthesis are formed in the condensers after vacuum evaporators. During the synthesis of urea, the main part of liquid waste makes the condensed juice vapor, which contains compounds of amide and ammonium nitrogen.

During the process of evaporation,the concentration of the newly formed 72% urea solution increases to a concentration of urea in the melt is not less than 98%. This process is accompanied by the formation of vapor containing the product and components of synthesis [4]. Atthe synthesis of granulated urea,the wastewaters in amount from 0.7 to 1.5 m^3 per ton of product are formed. The characteristics of the condensed juice vapor are shown in table 1.

Table 1 - Characteristics of liquid wastes from urea production

№	Name of characteristic	Measure and (or) value
1	Qualitative and quantitative composition:	concentration of NH_3 up to 5% wt.; concentration of CO_2 up to 3.5% wt.; the concentration of $CO(NH_2)_2$up to 2.5% wt.; concentration of $C_2H_5N_3O_2$ up to 0.5% wt.; H_2O concentration is the rest.
2	The theoretical volume of condensed juice vapor	not less than 0,33 m^3 / 1 t of urea
3	Practical volume of condensed juice vapor	0.7 ÷ 1.5 m3 / 1 ton of urea 0,7 ÷ 1,5 m^3 / 1 ton of urea
4	Stages of purification	preliminary treatment (hydrolysis and desorption); polishing(biological purification at nitri-denitrification facilities);
5	Effectiveness of preliminarytreatmentfromcombinednitrogen compounds	~77%
6	Effectiveness of polishing from combined nitrogen compounds	~ 98 %
7	The cost for utilizing the condensed juice vapor, provided that the volume of effluent is 0.7 m^3 / t $CO(NH_2)_2$	~ 130 UAH ($ 5) / 1 ton of urea

The effluentsare delivered for treatmentto the hydrolysis of urea followed by desorption of ammonia and carbon dioxide. Combined nitrogen compounds for polishing are sent to biological treatment plants, the purification efficiency of which does not exceed 80%.

As the object of study, wechose the process of utilization of the condensed juice vapor (CJV) to the stage of treated liquid and gas wastes, namely the processes of hydrolysis and desorption of ammonia water.

CJV is deliveredfor cleaning to thehydrolysis stage, where at high temperatures (~ 200 ° C) decomposition of residual urea occurs, followed by desorption, which occurs at a temperature of 110 ÷ 140 ° C.

According to the decision of the United Nations Economic Commission for Europe and the Declaration on Low-Waste and Non-Waste Technology, in the process of choosing the direction forincreasing the efficiency of production, it is necessary to pay attention to secondary resources, both energy and raw materials. Therefore, the subject of research was the physicochemical and technical features of disposal process for compounds of amide and ammonium nitrogen contained in effluent due to the creation of re-utilization technology.

In addition to the positive environmental aspect in the process of creating low-waste technologies, economic indicators are not least of them. In the study [5], it is estimated that elimination of desorption and hydrolysis stagesmakes it possible to save about 2.4% of urea production costs in expenses for energy consumption.

The possibility ofusagein the process of N_2H_4 synthesis the urea production CJVs, which contain in their composition a mixture of low concentrated solutions of amide and ammonium nitrogen,is determined in researches, describedin studies [6 - 9]. A wave reactor was used as an alternative source of energy that should be supplied to the system.The formation of hydrazine under the conditions of synthesis of the latterfrom the effluents in the electromagnetic synthesis reactorwas experimentally proved in the studies.

Due to the high cost of basic raw materials and the complexity of the hydrazine and its derivatives production process, the search for alternative raw materials for hydrazine production, as well as the optimization of existing production methods, is a very pressing issue.

The main raw material for hydrazine synthesis on a commercial scale is ammonia (Raschig synthesis using sodium hypochlorite), urea (Hoffman synthesis) and a mixture of ammonia, acetone and hydrogen peroxide (Eugene-Cullman synthesis) [7].

It is because of the increase in the nucleophilicity of the heteroatom N (α-effect) that the hydrazine reactivity is abnormally high. Therefore, the processes of synthesis and its subsequent stabilization are quite complex and energy demanding. If the effects of the synthesis process inhibitors are not eliminated, there will be an immediate destruction of the newly formed hydrazine. It is for these reasons that particular attention is paid to the purity of raw materials and solvent. The structural and lining materials used in the hydrazine synthesis processplay the most important role. The value of CJVs is based on the low content of dissolved metals (up to 0.01% by mass), the absence of organic substances and dissolved chloride, nitrate, sulfate and phosphate ions [6].

CJV utilization technology by means of hydrazine synthesis with its subsequent extraction in the form of a low-soluble salt, that was considered in the studies [5 - 9], can compete with the existing destruction processes of nitrogen-containing effluents. The principle of the hydrazine conversion method from nitrogen-containing raw materials lies in the oxidation of amide and ammonium nitrogen contained as sodium hypochlorite in the effluents under the action of wave irradiation in an electromagnetic synthesis reactor. The reactor for the conversion of effluents to hydrazine is exposed to electromagnetic waves of lengths from 1 mm to 1 m (frequency> 300 MHz). Microwave irradiation is absorbed by the substances. Mechanisms for heating the substances are different from convection or heat transfer processes. Although these processes take place with microwave heating. Under the influence of electromagnetic radiation, the heating is due to the migration of ionic isotopes, or by rotation of dipole isotopes (dipole polarization mechanism). As a result of the above processes, the energy of the groundmolecule states changes, modifying the mechanism of hydrazine synthesis itself.

The phenomenon of heating the materials by microwave irradiation is used for drying, calcining, thermal decomposition, catalysis and transfer of heat to liquid or gaseous reagents. In chemical technology, microwave irradiation is not widely used. It is mainly used for the intensification of energy and mass exchange in the processes of

rectification, dehydrogenation, thermal decomposition of carbonates. Therefore, the study of CJV components utilization by means of hydrazine synthesis under the influence of microwave irradiation is not only of environmental importance but also contributes to the development of microwave synthesis technology.

According to the results of calculations presented in the study [10], the profit from the sale of hydrogen sulphate synthesized from the secondary raw materials shall make 12 ÷ 56% (3402 ÷ 31179 $ / ton). If implemented, the pressure on the ecosystem will be reduced by decreasing the amount of effluent (for Ukraine, providing operation of all units of urea synthesis at "AZOT", "SeverodonetskAzot", "Dniproazot", "OPZ" - by 5000 tons / day or 0.0027 km^3 / year) andthe number of workplaces will raise (positive social aspect). The implementation of the proposed CJV utilization technology will save about $ 1.6 billion / year for production costs of urea.

Conclusion: The utilization technology of nitrogen-containing effluents from urea production, considered in this study, is a promising direction for implementation of the decision of the United Nations Economic Commission for Europe and the Declaration on low-waste and non-waste technology not only in Ukraine but also abroad.

References

1. Kernasyuk Y. The market of mineral fertilizers [Electronic resource] / YuriyKernasyuk // Information and analytical newspaper Agrobusiness Today. - 2018 - Resource access mode: http://agro-business.com.ua/agro/ekonomichny.i-hektar/item/10772-rynok-mineralnykh-dobryv.html(Accessed: 04/12/2020).

2. Ostrovsky S.V. Improvement of the technological scheme of urea production in order to reduce the production losses of urea and raw materials. Bulletin of the Perm National Research Polytechnic University. Chemical technology and biotechnology. 2009. Vol.9, pp. 5−12.

3. Petrov V.I., Madyarov R.R., Khayrulin R.R., Ayupov I.M. Analysis of technological schemes of urea production Bulletin of the Technological University. 2015.T.18, No. 8. With 148-150.

4. Sergeev Y.A., Anderzhanov V.R., Vorobyov A.A. Energy-resource-saving technologies and equipment in urea production. OJSC Urea Research and Design Institute of Urea and Organic Synthesis Products. 2018. Volume 62 (4). P. 28–33.

5. Demchuk I.M., Stolyarenko G.S. Economic evaluation of efficiency of introduction of technologies of secondary processing of production wastes on the example of utilization of nitrogen-containing effluents of urea synthesis unit. Bulletin of Cherkasy State Technological University. Series: Economic Sciences. 2017. №48. Pp. 37–44.

6. Demchuk I., Stolyarenko H., Fomina N., Mikheyenko V. Conversion of N-containing compounds of flash steam condensate from carbamide production into hydrazine sulfate. Eastern European Journal of Enterprise. Technologies. Technology of organic and inorganic substances. 2019. 1/6 (97). P. 53–65.

7. Demchuk I. M., Stolyarenko H. S., Tupytska N. I. Recuperation of bound nitrogen by processing into hydrazine sulfate in industrial wastewater. Bulletin of Cherkasy State Technological University. Series: Technical Sciences. 2016. № 4. P. 114–120.

8. Demchuk I.M., Stolyarenko G.S. Investigation of the process of hydrazine synthesis in an electromagnetic reactor from the condensates of the juice pair of urea production. Bulletin of the East Ukrainian National University named after Vladimir Dahl. 2018. № 7. S. 37–44.

9. Demchuk I.M., Stolyarenko G.S. Analysis of parametric stochastic system of synthesis of hydrazine-raw material from secondary raw material in a wave reactor. Bulletin of Cherkasy State Technological University. Series: Technical Sciences. 2018. № 3. S. 27–33.

10. Demchuk I.M. Conversion of N-Compound Juice Condensate Compounds of Urea Production to Hydrazine Sulfate: Dis. to obtain a degree of Ph.D.: 05.17.01 / KPI them. I. Sikorsky, Kyiv, 2019 148 p.

OPERATION MONITORING OF THE BIOMEMBRANE PILOT PLANT FOR WASTEWATER TREATMENT

Dzihora Y., Stolyarenko H.
Cherkasy State Technological University, Cherkasy

МОНІТОРИНГ РОБОТИ БІОМЕМБРАННОЇ ПІЛОТНОЇ УСТАНОВКИ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТІЧНОЇ ВОДИ

Дзігора Ю.В., Столяренко Г.С.
Черкаський державний технологічний університет, Черкаси

Membrane technologies constantly developing and now its one of the most competitive technologies for the wastewater treatment. As a result of constant investigations, it became possible to achieve more effective treatment process with lower fouling rate (which is the main hindering factor, that prevents this type of technologies to have widespread usage [1]). Nevertheless, it should be highlighted, that each wastewater treatment plant should be adjusted and optimised for each separate case. And even after that, constant monitoring should be considered. All of this is done to get the best performance with the least maintenance and cost expenses.

Study set-up: The investigation took place in the Norwegian University of Life Sciences. The studies were conducted with co-financing by the European Union's ERASMUS+ Project and under the support of Ecomotive AS.

Pilot plant characteristics: As the study object served pilot plant with followed principal scheme (figure 1). System consists of moving bad biofilm reactor (MBBR) and membrane reactor (MBR). Three ceramic membranes modules with flat sheet configuration and micropores are placed in the bottom of MBR. Suction pressure and backwash gradually changes from up to 2 bar to -700 mbar respectively. Total membrane surface of 3 modules is 0.828 m^2. Source of wastewater - local dormitories sewage system in Ås, Norway.

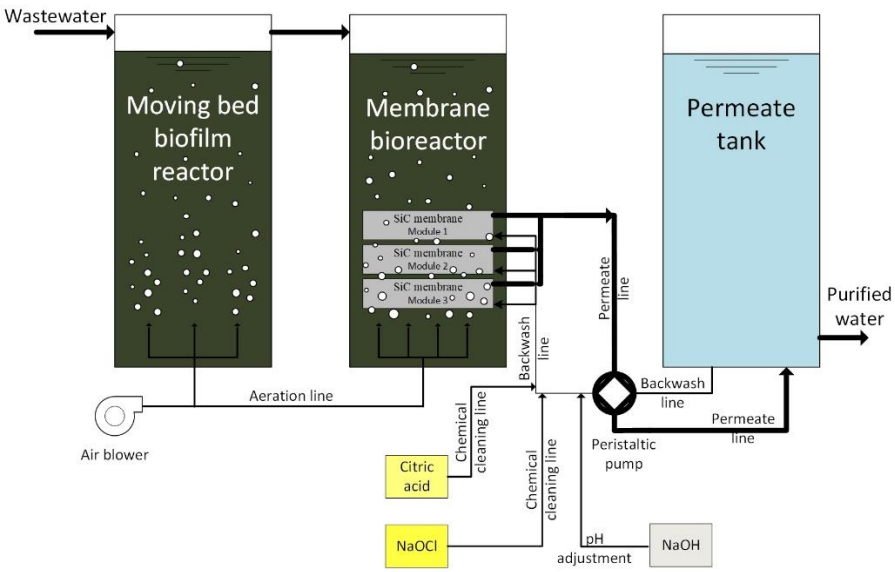
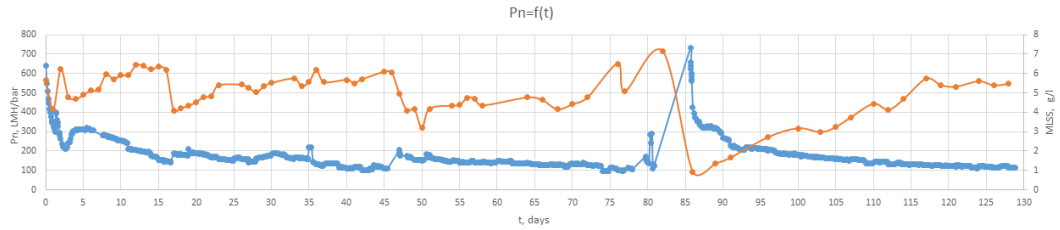


Figure 1 – Pilot plant for wastewater treatment (filtration mode)[2]

Membrane technologies are expensive, and therefore to justify the spending, system should be adjusted to serve as long-term option. With all the necessary optimisation, system could potentially become modern replacement of conventional WWTP (wastewater treatment plant) with much lower footprint, stable and reliable performance.

In order to maintain effective treatment process and also during optimisation laboratory analyses should be provided. Since the object of study is a combination[3], therefore the easiest way to monitor and adjust the treatment over analysis of properties of sludge that is used in MBBR, that is also correlates with transmembrane pressure (represents the fouling rate: the higher pressure the more fouled membrane is) or the reverse proportional value – permeability. In this case we use permeability value. For this matter, easiest to perform and the ones that correlate the best are followed analyses: MLSS (mixed liquid suspended solids) and COD (chemical oxygen demand) [4].

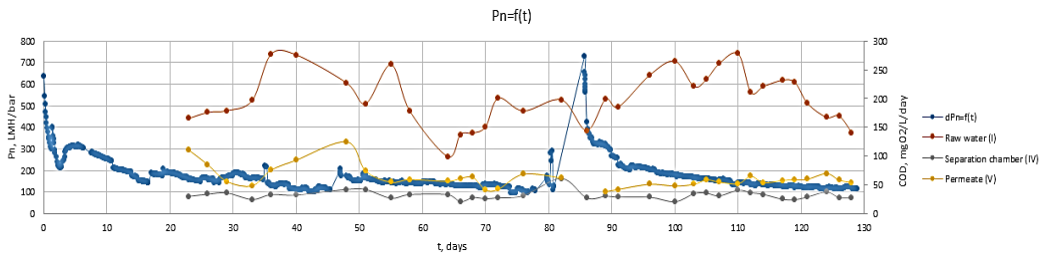
MLSS: it is very important characteristic of biomass (mixed liquor in MBBR and activated sludge in separation membrane tank). MLSS value shows biological growth. It is highly dependent on changes in system and it is clearly shown at figure 2. Every decrease of P_N (normalized permeability, that adjusted accordingly based on temperature and therefore dynamic viscosity variations) correlate with MLSS value (which grow). This value help to assess state of biosystem and decide which volume of activated sludge should be discharged (excess amount of sludge should be removed from separation chamber and partially recycle to MBBRs) [4].



a) P_N, mbar, LMH/bar; b) MLSS, g/l;

Figure 2 – Dependences $P_N = f(t)$, MLSS = f(t)

COD: Values from this analysis correlate with membrane permeability. According to graphs in figure 3 usage of MBBR stage is justified, because different COD value in raw water doesn't have big effect on COD in separation tank. That mean that in separation tank stable performance conditions were reached. Also, it serves as quality control, that shows that effluent maintains on the same level as it is supposed to be.



a) P_N, mbar, LMH/bar b) COD (Raw water)
c) COD (MBR); d) COD (Permeate chamber)

Figure 3 – Dependence $P_N = f(t)$, COD = f(t)

Conclusion: MLSS and COD are two main and easiest methods for adjusting and monitoring of MBR&MBBR combination. It serves as quality control (*COD*: remaining COD in effluent), adjustment of sludge recycling rate (*MLSS:* amount of sludge that returned to the MBBR tank) and also both nicely correlating with permeability and therefore could be used to also assess the fouling rate of the membrane.

References

1. *Meng, F., Zhang, S., Oh, Y., Zhou, Z., Shin, H. S., & Chae, S. R. (2017). Fouling in membrane bioreactors: An updated review. Water Research, 114, 151–180.*
2. *Dzihora Yuliia. Combination of moving bed biofilm reactor and membrane bioreactor for wastewater treatment // Современные тенденции в развитии водоснабжения и водоотведения: материалы Международной конференции, посвященной 145-летию УП «Минскводоканал», Минск, 13-14 февраля 2019 г.: в 2 ч. - Минск: БГТУ, 2019. – Ч. 2. – С. 147-150.*
3. *Дзігора Ю.В. Комбіноване біомембранне очищення стічної води // Ресурси природних вод Карпатського регіону / Проблеми охорони та раціонального використання. Матеріали Вісімнадцятої міжнародної науково-практичної конференції (м.Львів, 23–24 травня, 2019р.): збірник наукових статей – Львів: Національний університет «Львівська політехніка» , 2019. – С. 117-118.*
4. *Dzihora Yuliia // Maintenance of MBR & MBBR combination by Laboratory analyses // Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях Водопідготовки - Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції. - Київ: НУХТ, 2019. - С. 129-131.*

ОДЕРЖАННЯ СОРБЕНТІВ З АНТИБАКТЕРІАЛЬНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ НА ОСНОВІ ПРИРОДНОГО КЛИНОПТИЛОЛІТУ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНОЇ ВОДИ

З.О. Знак, О.І. Зінь, А.С.Машталер, Р.В. Мних, М.А. Пиріг
Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів

PREPARATION OF SORBENTS WITH ANTIBACTERIAL PROPERTIES BASED ON NATURAL CLINOPTYLOLITE FOR NATURAL WATER PURIFICATION

Z.O. Znak, O.I. Zin, A.S.Mashtaler, R.V. Mnykh, M.A. Pyrih
Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

In the technology of natural water preparation, it is proposed to use natural clinoptilolite, modified with ions or silver particles. To intensify the sorption of silver ions and to increase the sorption capacity of clinoptilolite, it is proposed to modify clinoptilolite under the action of ultrasonic radiation. The influence of zeolite dispersion on the sorption kinetics of silver ions and sorption capacity of clinoptilolite has been established. It is shown that the sorption capacity of clinoptilolite increases significantly with increasing concentration of argentum nitrate.

Підземні води, які є одним з головних джерел якісної питної види оскільки вони зазвичай характеризуються низькою величиною перманганатної окиснюваності та практично повною відсутністю сполук Нітрогену, дисперсних та колоїдних частинок. Проте часто у них спостерігається підвищений вміст іонів Феруму. Зменшення концентрації сполук Феруму до нормативних показників досягається їх окисненням киснем повітря під час аерації. Утворений у вигляді дисперсних частинок феруму(III) гідроксид відділяють за допомогою зернистих фільтрів. Зазвичай як фільтрувальне завантаження використовують кварцовий пісок, який, втім, характеризується порівняно невисокою затримувальною здатністю, що зумовлено морфологією його поверхні. Значно більша здатність затримувати частинки феруму(III) гідроксиду притаманна цеолітам, зокрема

клиноптилоліту, який допускається до контакту з харчовими продуктами, в тому числі й з питною водою. Це зумовлене його розвинутими поверхнею та внутрішньою системою макро-, мезо- та мікропор. Формування на поверхні частинок клиноптилоліту шару з феруму(III) гідроксиду сприяє окисненню іонів Феруму(II), оскільки він відігріє роль каталізатора. Для зменшення гідравлічного опору фільтра внаслідок накопичення осаду гідроксиду фільтрувальне завантаження періодично промивають.

Фільтрування використовують також і для очищення поверхневих вод від високодисперсних частинок, зокрема зоо- і фітопланктону, глинистих і піщаних частинок тощо.

Під час очищення як поверхневих, так і підземних вод можливе мікробіологічне забруднення фільтрувального завантаження. З часом це може призвести до інтенсивного розмноження колоній мікрорганізмів, що спричинятиме погіршення ефективності очищення води, а, можливо, й суттєвого погіршення санітарно-бактеріологічних показників води.

Попередньо проведеними дослідженнями показано, що модифікування фільтрувального завантаження іонами та/або високо дисперсними частинками срібла пригнічує розвиток мікроорганізмів, дезактивує або й, навіть, знешкоджує їх. Показано також [1-3], що срібло поглинається частинками клиноптилоліту як за механізмом іонного обміну, так і завдяки сорбції солі Аргентуму, якою здійснюють модифікування.

Однак іони срібла, що характеризуються доволі великим значенням радіуса іона, здебільшого іммобілізуються на поверхні та приповерхневих шарах частинки клиноптилоліту. Цьому сприяє й те, що внутрішні пори клиноптилоліту містять повітря, яке частково залишається в них під час модифікування в розчинах солі Аргентуму.

Попередньо встановлено, що під дією акустичних коливань, зокрема ультразвукового (УЗ) діапазону, інтенсифікується десорбція повітря з частинки цеоліту, завдяки чому водний розчин здатен повністю насичувати частинку цеоліту, а, отже, іони Аргентуму можуть насичувати частинку значно рівномірніше за її діаметром. Це унеможливить розвиток бактерій у фільтрувальній засипці на основі природного клиноптилоліту.

Мета роботи полягала у дослідженні модифікування клиноптилоліту іонами Аргентуму під дією УЗ-випромінювань.

Дослідження проводили з різними фракціями природного клиноптилоліту (до 3,0 мм включно), оскільки за різної продуктивності фільтрувальної установки використовують фільтрувальне завантаження з різним діаметром частинок. На відміну від попередній досліджень, природний клиноптилоліт попередній активації (термічній або у полі НВЧ-випрпомінювань) не піддавали. Для модифікування використовували розчини аргентуму нітрату з концентраціями 0,01…0,1 моль/л. Дослідження проводили за температури 25 °С. Акустичні коливання УЗ-діапазону генерували за допомогою УЗ-випромінювача магнітострикційного типу «Ultrasonic Disintegrator UD-20» (частота випромінювання 20 кГц; потужність – 10,2 Вт). Аналіз розчину модифікування впродовж дослідів проводили потенціометрично з використанням Ag-селективного електрода (разом з електродом порівняння), комутованого з мілівольтметром Ф-30, за розробленою авторами методикою.

Ізотерма сорбції іонів Аргентуму з розчину $AgNO_3$ (0,01 моль/дм^3) клиноптилолітом різних фракцій наведено на рис. 1.

Зі збільшенням еквівалентного діаметра частинок клиноптилоліту сорбційна ємність незначно зростає, хоча, теоретично збільшення діаметра мало б призвести до зменшення площі контакту фаз і, як наслідок, зменшення кількості поглинутих іонів срібла. Однак після досягнення еквівалентного діаметра 0,35 мм за подальшого збільшення розмірів частинок сорбційна ємність цеоліту закономірно зменшується (рис. 2).

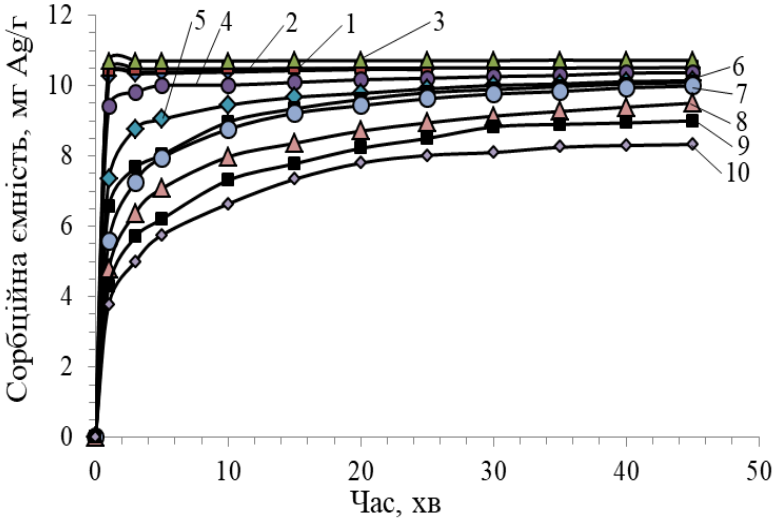


Рис. 1. Залежність сорбційної ємності клиноптилоліту щодо іонів Аргентуму природним клиноптилолітом;
фракція (еквівалентний діаметр) цеоліту, мм: 1 – 0,081; 2 – 0,15; 3 – 0,35; 4 – 0,45; 5 – 0,71; 6 – 0,95; 7 – 1,25; 8 – 1,75; 9 – 2,25; 3 – 2,75

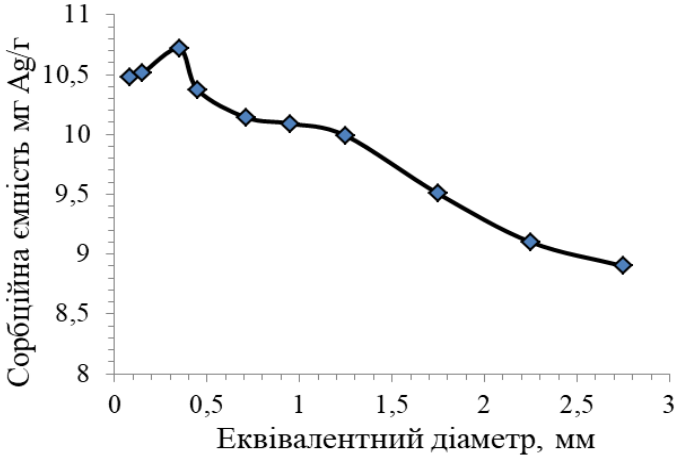


Рис. 2. Залежність сорбційної ємності клиноптилоліту від його еквівалентного діаметра

Водночас зі зменшенням сорбційної ємності клиноптилоліту зменшується й ступінь сорбції іонів Аргентуму від 99,23 % для еквівалентного діаметра 0,35 мм до 85,44 % для 2,75 мм.

Збільшення початкової концентрації розчину аргентуму нітрату приводить до збільшення сорбційної здатності цеоліту. Так, за концентрації $AgNO_3$ 0,05 і 0,1 моль/дм^3 статична сорбційна ємність клиноптилоліту дорівнювала 39,155 і 50,046 мг Ag/г, тоді як за концентрації 0,01 моль/дм^3 вона дорівнювала всього 10,091 мг Ag/г. При цьому ступінь вилучення іонів Аргентуму з розчину модифікування закономірно зменшувався до 46 % за концентрації $AgNO_3$ 0,1 моль/дм^3.

На підставі отриманих результатів можна стверджувати, що існує можливість цілеспрямовано отримувати фільтрувальне завантаження на основі клиноптилоліту, модифікованого іонами срібла, із заданим їх вмістом.

Література

1. З.О. Знак, А.С. Грабаровська, О.І. Зінь, А.В. Дяденчук. Модифікування термічно активованого природного клиноптилоліту йонами аргентуму // Вісник Черкаського державного технологічного університету. Технічні науки. 2019, № 4. – С. 79-87.

2. A. S. Mashtaler, Z. O. Znak, O. I. Zin, Yu. V. Sukhatskyi, M.A. Pyrig. Influence of

acoustic radiation of ultrasonic range on modification of natural clinoptilolite by ions of argentums // Chemistry, Technology and Application of Substances / Хімія, технологія речовин та їх застосування. 2020. – Т 3. – №1. – С. 33-39.

3. Знак З.О., Машталер А.С., Зінь О.І., Жук Т.В. Модифікування природного клиноптилоліту йонами срібла для застосування в косметології та медицині // Науковий підхід до сфери практичної косметології: актуальні питання й тренди : матеріали Міжнародної науково-практичної конференції (11 березня 2020 р., м. Харків). – Х.: НФаУ, 2020. – С. 87-91.

Робота виконана в межах виконання г/д №0624 «Дослідження модифікування природного клиноптилоліту для одержання сорбентів з додатковими функційними властивостями».

ДОСЛІДЖЕННЯ КАВІТАЦІЙНОЇ ДЕСТРУКЦІЇ БЕНЗЕНУ В ГІДРОДИНАМІЧНОМУ КАВІТАТОРІ

З.О. Знак[1], Ю.В. Сухацький[1], О.І. Зінь[1], П. Танекар[2], П.Р. Гогейт[2], Н.М. Гнатишин[3]

[1]Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів
[2]Інститут хімічної технології, Мумбаї, Індія
[3]ДВНЗ «Калуський політехнічний коледж»

RESEARCH OF CAVITATION DESTRUCTION OF BENZENE IN A HYDRODYNAMIC CAVITATOR

Z.O. Znak[1], Yu.V. Sukhatckyi[1], O.I.Zin[1], P. Thanekar[2], P.R. Gogate[2], N.M. Hnatyshyn[3]

[1]Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine
[2] Institute of Chemical Technology, Mumbai , India
[3]State Higher Education Establishment "Kalush Polytechnic College"

For neutralization of benzene and its homologues in the wastewater of industrial enterprises, it is proposed to use the method of cavitation using a hydrodynamic jet-type cavitator. The peculiarities of cavitation oxidation of benzene depending on the pressure at the inlet to the cavitator and air flow are established. It is shown that with increasing pressure, the efficiency of benzene decomposition may decrease due to the course of parallel reactions involving water sonolysis products. Studies have confirmed the prospects of using the cavitation tank of sodium for wastewater treatment from benzene.

Бензен та його гомологи утворюються в багатьох технологіях: коксування кам'яного вугілля, нафтопереробленння, органічний синтез тощо. Ці сполуки піддаються біодеградації, але цей процес є доволі тривалим і на його швидкість істотно впливають інші домішки у стічних водах. належать до одних з поширених забруднювачів природних водойм. Окрім того, згідно з Правилами приймання стічних вод необхідне їх попереднє очищення за місцем утворення. Тому одним з напрямків вирішення цієї проблеми є організація високо ефективного процесу окисної деструкції ароматичних сполук з утворенням кінцевих сполук – води та вуглекислого газу – безпосередньо на підприємстві. Виконаними з використанням ультразвукового випромінювача «Ultrasonic UD-20» (частота випромінювання 20 кГц) дослідженнями було показано високу ефективність розкладу бензену під дією кавітаційних явищ. Тому наступним кроком було дослідження цього процесу в кавітаторі гідродинамічного типу, який легко масштабувати з метою

впровадження у промислових умовах.

Дослідження проводили на установці, зображеній на рис. 1. Головним елементом установки був гідродинамічний кавітатор, виконаний з кварцового скла, що містив 3 сопла з діаметром вихідного отвору 2 мм, кут між осями яких дорівнював 160…165°.

Аналіз водного середовища на вміст бензену здійснювали спектрофотометрично за допомогою спекторфотометрів Specord 40M і ULab-102 в діапазоні довжин хвиль 200…900 нм.

Калориметрично встановлено, що зі збільшенням тиску на вході у кавітатор ефективність кавітації зростає, що підтверджується інтенсивнішим збільшенням температури (рис. 2). Методом акустичного аналізу показано, що за тиску менше 0,2 МПа кавітація практично не відбувається.

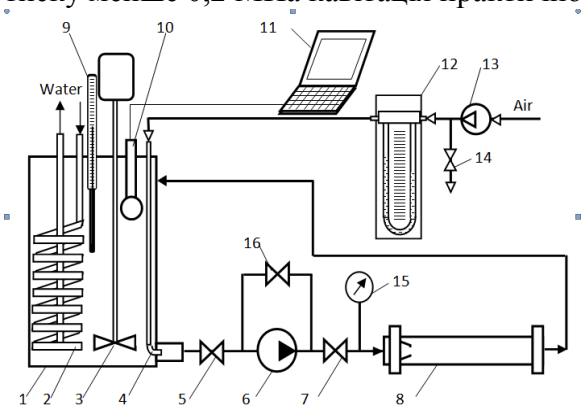


Рис. 1. Установка з гідродинамічним кавітатором для дослідження деструкції бензену:
1 – циркуляційна ємність; 2 – система охолодження; 3 – мішалка; 4 – вхід повітря; 5, 7, 14, 16 – крани; 6 – циркуляційний насос; 8 – кавітатор; 9 – термометр; 10 – гідрофон; 11 – ПК; 12 – реометр; 13 – компресор; 15 – манометр

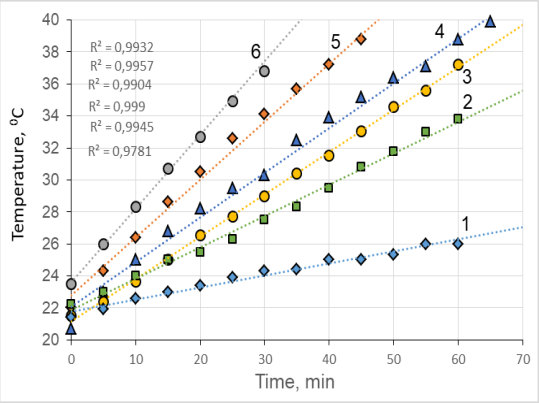


Рис. 2. Залежність зміни температури від часу:
Тиск, МПа: 1 – 0,15; 2 – 0,20 3 – 0,27; 4 – 0,30; 5 – 0,36; 6 – 0,39

Дослідження кавітаційного розкладу бензену в двох паралельних дослідах підтвердив хорошу відтворюваність результатів (максимальна відносна похибка не перевищувала 6,7 %) – рис. 3.

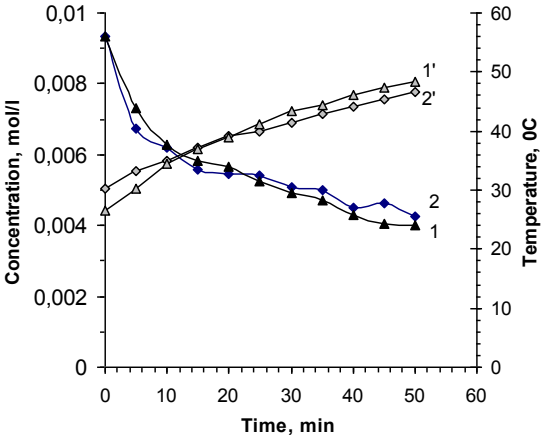


Рис. 3. Залежність концентрації бензену та температури від часу: 1,2 – концентрація бензену, моль/дм^3; 1`, 2` - температура, °C

Відносно низький ступінь перетворення, ймовірно, пов'язаний з тим, що процес відбувався при підвищеній початковій температурі розчину (понад 30 градусів), яка згодом зросла до 40 і більше градусів. Попередні дослідження виявили, що саме в районі 40 градусів швидкість перетворення ароматичних сполук є найнижчою.

Встановлено, що найбільший ступінь перетворення та найвища швидкість перетворення бензену досягались не за тиску 0,39 МПа,

чого варто було чекати, а дещо нижчого – 0,24 МПа (рис. 4). Такий ефект можна пояснити тим, що під час кавітації генеруються радикали як продукти сонолізу води. Зі збільшенням тиску ефективність кавітації зростає, що призводить до більшого виходу сполук радикальної природи, внаслідок чого їх концентрація та ймовірність взаємодії між собою збільшуються. Відтак швидкість реакції з ароматичними сполуками зменшується. Відповідно зменшується й ступінь перетворення бензену (рис. 4).

Введення в потік водно-бензенової суміші повітря сприяє окисній деградації ароматичної сполуки (рис. 5). Очевидно, що незначні кількості газу, введеного у водне середовище перед насосом, сприяє збудженню кавітації та генеруванню продуктів радикальної природи.

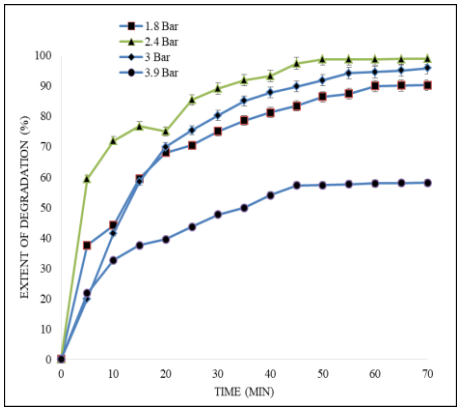


Рис. 4. Вплив тиску на вході на ступінь деградації бензолу в адіабатичних умовах:

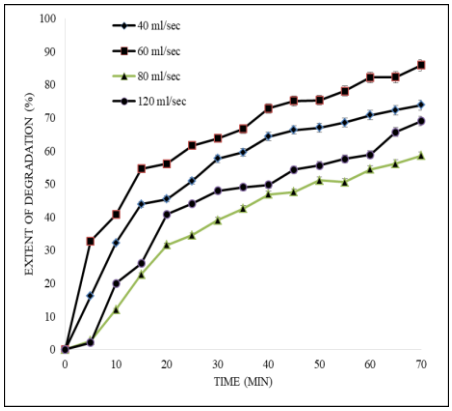


Рисунок 5: Вплив поєднання гідродинамічної кавітації з повітрям на ступінь деградації бензолу в адіабатичних умовах

Отже, виконаними дослідженнями показано, що головні закономірності розкладу бензену під дією ультразвукових коливань підтверджуються в гідродинамічному кавітаторі струменевого типу. Більше того, ступінь перетворення бензену впродовж такого самого часу у гідродинамічному кавітаторі є більшим, ніж в УЗ-випромінювачі за меншої питомої витрати енергії.

Отримані результати підтверджують доцільність та перспективність проведення подальших досліджень кавітаційного розкладу бензену.

1. *Z. Znak, Yu. Sukhatskiy, O. Zin`, R. Mnykh. Application of cavitation in technologies for purification of industrial wastewater from aromatic compounds // WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL: Designing, Construction, Operation and Monitoring / Edited by Henryk Sobczuk, Beata Kowalska. – Lublin: Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, 2020. – P. 336-348.*
2. *Yu.V. Sukhatskiy, Z.O. Znak, O.I. Zin. Cavitation and its Combinations with other Advanced Oxidation Processes in Phenol Wastewater Treatment: A Review // Voprosy khimii i khimicheskoi tekhnologii, 2020, No. 4, pp. 16-30.*
3. *Сухацький Ю.В., Знак З.О., Капаціла С.М., Садова І.Б. Кавітація у комбінованих технологіях очищення стічних вод від толуену // Вісник Черкаського державного технологічного університету. Технічні науки. 2020, № 1. – С. 96-104.*

Робота виконана на замовлення Міністерства освіти і науки України в рамках виконання Україно-Індійської науково-дослідного проекту М/39-2020 «Hydrodynamic cavitation based intensified and low cost technology for industrial wastewater treatment containing toxic organic compounds and solid particles».

ПРИРОДНА ОРГАНІЧНА СКЛАДОВА ШЛАМІВ ВОДОПІДГОТОВКИ

К.І. Канарова, О.В. Любимова-Зінченко, О.М. Корчуганова
Східноукраїнський національний університет ім. В.Даля
м. Сєвєродонецьк

NATURAL ORGANIC MATTERS IN WATER TREATMENT SLUDGES

K Kanarova, O Liubymova-Zinchenko, O Korchuganova
V DahlEastUkrainianNationalUniversity
Severodonetsk

Industrial water treatment plants apply the lime-softening process with simultaneous coagulation of colloidal particles. Colloidal particles generally consist of organic compounds (NOM). NOM enters the river water from the soil and consists of hydrophobic and hydrophilic substances. As a result of coagulation, about 40-70% of NOM is precipitated and inputs into the composition of the sludge water treatment. These impurities are a hindrance to the effective utilization of water treatment sludge. The chemical composition of water treatment sludges of two industrial enterprises of Ukraine is investigated. Thus, when dissolved in nitric acid, the organic matter is completely dissolved, and the solutions need the purification process development and design.

Сира вода, яка надходить на підприємство потребує обробки для надання необхідних властивостей, в першу чергу на установках реагентноїводопідготовки. Серед промислових технологій найпоширенішим методом є коагуляція з подальшим осадженням.

В основі реагентного пом’якшення води лежить її обробка речовинами, які зв’язують іони Ca2+ і Mg2+ у воді. У якості реагентів для пом’якшення води застосовують вапно, кальциновану соду та інші речовини. Процес вапнування зазвичай здійснюють одночасно з коагуляцією. Хімічна коагуляція є найбільш ефективним та надійним методом видалення зважених частинок діаметром >10 нм. Зважені частинки складаються з колоїдів (10нм-1мкм) і твердих частинок (>1 мкм), які зазвичай є органічними речовинам та сполуками нітрогену. В процесахкоагуляції видаляється до 70 % колоїдних частинок [1].

Результатом проведення процесу водопідготовки є утворення великої кількості відходів водоочищення – вапняних шламів. Такі шлами утворюється не тільки на хімічних підприємствах, але й на підприємствах теплоенергетичного комплексу – це серйозна проблема, адже при зберіганні у відвалах шлам створює проблеми екологічного й економічного характеру. До складу шламів переважно входять карбонат кальцію, гідроксиди магнію, гідроксиди заліза, карбонати магнію, а також сполуки алюмінію, якщо його солі використовуються для коагуляції, органічні домішки.Хімічний склад шламу залежить як від методу водопідготовки, так і від джерела сирої води, атакож від сезонних коливань складу води. Шламові відходи складують у поверхневі сховища, часто необладнані засобами захисту довкілля від фільтраційних вод, які можуть потрапляти до водоносних горизонтів. Крім цього під сховища відчужуються великі ділянки земель, а також можливі випаровування та пилові викиди. Щорічно розроблюється велика кількість методів утилізації цього виду відходів.

Запропоновані методи утилізації осадів можна розділити на такі групи:

–рециклінг коагулянтів;

–використання осадів як сировини для будівельних матеріалів;

– використання осадів в природному середовищі для внесення в ґрунт з метою зниження кислотностіабо в техногенному середовищі для покращання очистки стоків [2].

Кожен з методів утилізації шламу має окремі недоліки. Майже у всіх розробках органічна складова відіграє роль баластної або шкідливої домішки. Для того, щоб розробити ефективні методи утилізації відходів необхідна інформація

не тільки про вміст домішок, а й про їх властивості. Джерелом органічних домішок є річкова вода.

Кількісний та якісний склад домішок в водоймах залежить від метеорологічних умов та сезонних коливань. Так, у весняний паводковій період, після скресання криги, води містять мінімальну кількість розчинних солей та характеризуються максимальною кількістю зважених речовин, що захоплюються з поверхні ґрунту швидкими потоками талих вод. В літній період склад річної води визначається співвідношенням в живленні долі поверхневого та підземного стоків.

До органічних домішок відносять гумінові речовини, що вимиваються з ґрунтів та торф'яників, а також органічні речовини різних типів, що поступають до води разом з сільськогосподарськими стоками та іншими типами недостатньо очищених стоків. Більшість наукових досліджень останніх років визначає органічні домішки в воді як природну органічну речовину (naturalorganicmatter – NOM), що охарактеризована як складна матриця органічних матеріалів, присутніх у всіх природних водах. Кількість, характер та властивості NOM значно відрізняються у водах різного походження та залежать від біогеохімічних циклів навколишнього середовища [3].

Більшу частину NOM можна видалити коагуляцією, хоча гідрофобну фракцію та високомолекулярні сполуки NOM видаляють ефективніше, ніж гідрофільну фракцію та сполуки з низькою молярною масою. Гідрофільні фракції NOM складаються здебільшого з аліфатичних вуглеводнів, азотистих сполук, карбонових кислот, вуглеводів та білків. Гідрофобні NOM складаються насамперед з гумінових та фульвокислот (гумінових речовин). Гумінові речовини зазвичай складають понад половину загального вмісту органічного вуглецю (ОВ) у воді.

Гумінові речовини природних вод умовно поділяють на три групи:

– гумінові кислоти, що зазвичай знаходяться у водоймах в колоїдній формі;
–колоїдні сполуки фульвокислот;
–істинно розчинені сполуки фульвокислот.

Органічні домішки в різних водних об'єктах, що є джерелами питного або промислового водопостачання, вивчаються досить часто. Мета цих досліджень – покращити ступінь очищення води від органічних домішок. Оскільки, наявність окремих функціональних груп органічних сполук характеризує їх властивості, то методи аналізу, зазвичай, спрямовані на визначення кількості та якості функціональних груп.

Так, для визначення ароматичності органічної речовини вимірюють параметр SUVA (абревіатура від specificultravioletabsorption), що представляє собою величину абсорбції при λ=254 нм на одиницю концентрації NOM. Вважається, що якщо величина SUVA дорівнює 4 або вище, в складі NOM домінують гумусові речовини. При цьому, у воді переважають гідрофобні ароматичні сполуки з високою молекулярною масою, а при значенні SUVA <3 дм3/(м·мг) - гідрофільні. У воді з величиною SUVA, рівній від 2 до 4, міститься суміш гумусових і негумусових сполук. Якщо величина SUVA дорівнює 2 і менше, то в складі NOM переважають речовини переважно негумусової природи. Невисокі значення SUVA свідчать про те, що вода містить органічні сполуки в основному гідрофільного характеру з низькою молекулярною масою.

Для більш детального вивчення складу гумінових речовин їх фракціонують, використовуючи різноманітні методи: мембранні, іонообмінні, адсорбційні, тощо.

Дослідження, проведені скандинавськими вченими [4], показали, що NOM, присутні в воді джерел питного водопостачання скандинавських столиць домінують гумінові речовини з великими молярними масами >50000. В процесах коагуляції та наступної фільтрації до шламів потрапляє близько 40 -70% NOM, переважно гумінових речовин.

В роботі [6] досліджували склад дніпровської води. З'ясовано, що до NOM входять як гумусові, так і негумусові сполуки (SUVA 3,0 - 3,5), і ступінь їх видалення в процесі коагуляції в січні 2010 - березні 2011 рр. становила 51 -

52%, в літньо-осінній сезон 26 - 48% , а в травні сягала 58%.Переважаючим компонентом NOM дніпровської води є фульвокислоти (ФК). ФК містять в своєму складі 12% фенольних груп, 49% суми аліфатичних і вуглеводневих гідроксильних груп, 15 і 24% аліфатичних і ароматичних карбоксильних груп.Їх концентрація у воді в ~ 30 - 40 разів вище, ніж гумінових кислот (ГК). Ці сполуки в основному мають відносно невисоку молекулярну масу (<1000). ФК з М.М. > 1000 становлять лише 11%. Формування якісного та кількісного складів води в басейні Дніпра відбувається в умовах болотистої місцевості, що суттєво збагачує воду гумусними сполуками з різними фізико-хімічними властивостями. Нажаль, таких змістовних досліджень щодо складу води Сіверського Дінця не було проведено. Основним джерелом живлення р. Сіверський Донець є талі снігові води. Хімічний склад води Сіверського Дінця значно змінюється в часі залежно від переважаючих в їх балансі вод різних генетичних категорій (поверхнево-схилових, грунтово-поверхневих, грунтово-грунтових і підземних) [7].

Однак, дослідження NOM, що потрапили до складу шламів, тим паче їх перетворення в процесах складування відходів не досліджувались. Для контролю цього параметру необхідна розробка методів аналізу органічної складової шламів.

Сезонні коливання хімічного складу води можуть викликати необхідність деяких змін в процесах водопідготовки. Так, в водопідготовчому відділенні «Сєвєродонецького Азоту» навесні, коли вміст колоїдних частинок в воді підвищений, використовують в якості коагулянту сульфат алюмінію замість сульфату заліза. Зрозуміло, що хімічний склад шламів вапнування також буде характеризуватися іншим вмістом заліза 1,2 % та більшою кількістю органічного вуглецю 0,66% на відміну від осадів, що одержані наприкінці літа – органічноговуглецю 0,13 %, заліза 2,26% мас.

З метою наступної утилізації відходів, проведено дослідження вилуговування компонентів відходів нітратною кислотою 20% концентрації. Відходи додавали порціями для запобігання надлишковому піноутворенню. Через 10 хв. після внесення чергової порції проводили відбір проби та її аналіз на вміст кальцію, заліза та органічного вуглецю. Вміст кальцію та заліза визначали об’ємним комплексометричним методом. Вміст органічного вуглецю за методикою, описаною в інших роботах [8]. Результати аналізу розчинів розміщені в таблиці.

За результатами експерименту з’ясовано, що майже весь органічний вуглець шламу (0,6% з 0,66%) вилуговується нітратною кислотою. Кальцій карбонат також розчинюється повністю, на відміну від домішок заліза, які спочатку розчинюються, а потім по мірі витрати нітратної кислоти та підвищення внаслідок цього pH розчину знову випадають в осад.

ТАБЛИЦЯ. РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТУ З РОЗЧИНЕННЯ ВІДХОДІВ ВОДОПІДГОТОВКИ

КОМПОНЕНТ РОЗЧИНУ	ЧАСТИНА ВНЕСЕНИХ ВІДХОДІВ, % МАС.		
	50	75	100
$CA(NO_3)_2$, Г/Л	146	259	283
FE_2O_3, Г/Л	0,383	-	-
ОРГАНІЧНИЙ ВУГЛЕЦЬ, % МАС.	0,53	-	0,6

Зрозуміло, що відходи, що одержано на водопідготовчих установках, які працюють на різних водних об’єктах відрізняються за вмістом та хімічним складом органічної складової. Так, шлами водопідготовкиДніпрАзоту вміщують наступні складові: CaO+MgO – 45,8%, Fe2O3 – 1,2%, органічного вуглецю – 2,0%.

Таким чином, органічні домішки шламів водопідготовки заважають ефективній утилізації цього виду відходів. В процесах вилуговування NOM розчинюється, і розчин потребує розробки методу очищення. Для ефективного очищення необхідне більш детальне дослідження органічної складової шламів, ніж визначення кількості органічного вуглецю.

Література

1 астрелин и. м. физико-химические методы очистки воды. управление водными ресурсами / и. м. астрелин, х. ратнавиры. – норвегия, 2015. – 614 с.

2 utilization of lime-softening sludge to obtain calcium nitrate / o. korchuganova, i. afinina, p. prygorodov, v. mokhonko, k. kanarova// eastern-european journal of enterprise technologies. 2018. vol. 4, issue 10. p. 46-53. https://doi.org/10.15587/1729-4061.2018.141007

*3 natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review / a. matilainen, m. vepsäläinen, m. sillanpää // advances in colloid and interface science. 2010. vol. 159, issue 2. p. 189–197*https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.06.007

4 an overview of the methods used in the characterization of natural organic matter (nom) in relation to drinking water treatment / matilainen a, gjessing et, lahtinen t, hed l,bhatnagar a, sillanpää m. // chemosphere. 2011. vol. 83, issue 11. p. 1431-1442

5 natural organic matter fractions and their removal in full-scale drinking water treatment under cold climate conditions in nordic capitals / p. kzeminski, c. vogelsang, t. meyn, s.j. köhler, h. poutanen, h.a. de wit, w. uhl // journal of environmental management. 2019. vol. 241, issue 1. p. 427-438 https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.024

6 современные проблемы технологии подготовки питьевой воды / в. в. гончарук, н. а. клименко, л. а. савчина, т. л. врубель, и. п. козятник // химия и технология воды. 2006. 28 №1. с. 3-95

7 Петина М. А. Оценка качества воды в трансграничном створе реки Северский Донец / М. А. Петина, Ю. И. Новикова. // Современные проблемы науки и образования. – 2014. – №1. URL: http://www.science-education.ru/ru/article/view?id=12258 (дата обращения: 18.04.2020)

8 О.М. Корчуганова,О.В. Любимова-Зінченко, К.І. Канарова Проблеми утилізації шламів вапнування води // Ресурси природних вод Карпатського регіону / Проблеми охорони та раціонального використання. Матеріали Вісімнадцятої міжнародної науково-практичної конференції (м. Львів, 23–24 травня, 2019р.): збірник наукових статей – Львів: Національний університет «Львівська політехніка» , 2019. с. 194-198

ЕФЕКТИВНІСТЬ ОБРОБЛЕННЯ ПРИРОДНИХ І СТІЧНИХ ВОД БІОСОРБЕНТАМИ, ОТРИМАНИМИЗ ВІДХОДІВ ПЕРЕРОБКИ РОСЛИН

О.О. Коваленко, В.В. Новосельцева
Одеська національна академія харчових технологій, м. Одеса

EFFICIENCY OF NATURAL AND WASTEWATER TREATMENT WITH BIOSORBENTS OBTAINED FROM PLANT PROCESSING WASTE

O. Kovalenko, V. Novoseltseva,
Odessa National Academy of Food Technologies, ***Odessa***

The results of the study of the efficiency of the biosorption process of natural and wastewater impurities are presented. Materials derived from pea, sunflower and vine waste were used as biosorbents. To obtain biosorbents, plant biomass was dehydrated, carbonized and ground. The study of the efficiency of biosorbentswas carried out on natural artesian waters with different initial mineralization and on wastewater from the production plant of the cannery. It was found that biosorbents effectively remove iron, copper, manganese, sulfates and phosphates. More intensive biosorption occurs when using a biosorbent from the vine, as well as in waters with low mineralization and in a slightly alkaline environment.

Україна є аграрною країною, потенціал якої постійно зростає. Разом з тим розвиток сільського господарства і харчової промисловості є причиною накопичення тисяч тон відходів як рослинного, так і тваринного походження. Вони потребують ефективної утилізації, оскільки без неї і за певних умов можуть

бути джерелом забруднюючих навколишнє середовище речовин. Одним із перспективних напрямків вирішення питання утилізації таких відходів є їх переробка в корисну продукцію, зокрема і в матеріали для очищення природних та стічних вод [1, 2].

На сучасному етапі розвитку технологій отримання біосорбентівз відходів переробки рослинної сировини і їх застосування для оброблення води більшість досліджень виконується на модельних водних розчинах. Модельні розчини, як правило, використовують двох чи трьох компонентні. Проведення досліджень з використанням модельних розчинів дозволяє визначити принципові закономірності зміни концентрації певних домішок води в процесі біосорбції[3-5]. Але природні і стічні води –це багатокомпонетні системи. В реальних умовах наявність у воді різних домішок може впливати на ефективність процесубіосорбції.Тому метою роботи було оцінити, якою є ефективність біосорбентівпри обробленні реальних водних систем та як на неї впливає хімічний склад води, що обробляється.

Підготовку біосорбентів з відходів переробки рослинної сировини (гороху, соняшнику і виноградної лози) здійснювали в лабораторії кафедри біоінженерії і води ОНАХТ. Місце вирощування вихідної сировини – Одеська і Миколаївська області. Відходи переробки гороху (стулки, стебла, листя) спочатку частково зневоднювали за умов навколишнього середовища. Далі сировину додатково висушували в сушильній шафі при температурі t=120 ^{o}C. Досушену сировину поміщали в герметичну капсулуіз нержавіючої сталі і карбонізували в муфельній печіпри температурі t=600 ^{o}C протягом 30 хв. Після подрібнення до розміру часток (1 - 2) мм підготовлену сировину використовували в якості біосорбенту.Відходи переробки соняшнику (а саме стебла і корзинки) та виноградну лозу піддавали лише карбонізації за аналогічних умов та подрібнювали до розміру часток (1 - 2) мм.

Для дослідження ефективності біосорбентіввикористовували: природну артезіанську воду з підвищеною мінералізацією, попередньо оброблену з використанням мембранних технологій; природну артезіанську воду з низькою мінералізацією;стічну воду консервного заводу з переробки овочів. Підприємства, що надали можливість провести дослідження у виробничих умовах, розташовані на території Одеської області. Дозування біосорбенту в даному дослідженні становило 2 г/дм^3. Вміст герметично закупореної ємності зі зразком води і біосорбентом безперервно перемішували протягом двох годин. Потім вміст ємності відфільтровували через фільтр беззольний «Біла стрічка». Фізико-хімічні показники якості обробленої води визначали одразу після фільтрації.

Концентрацію заліза загального, марганцю, міді, цинку, хрому, сульфатів, фторидів, нітратів, хлоридів, поліфосфатів у вихідній воді та у воді після оброблення її біосорбентом вимірювали за допомогою мультипараметричного фотометру згідно методик і з використанням реагентів, наданих виробником приладу. Загальну жорсткість та лужність визначали титрометричними методами, сухий залишок – гравіметричним методом. Значення водневого показника вимірювали pH-метром.Результатидослідженняпредставлені в табл.1 - 3.

Табл. 1 – Фізико-хімічні показники якості попередньо обробленої артезіанської води з підвищеною мінералізацією дота після її контактування з біосорбентами

№ з/п	Показник, од.розмірності	Вода зі свердловини	Вода після контактування з біосорбентом, отриманим із		
			виног-радної лози	корзинок і стебел соняшнику	стулок, стебел і листя гороху
1	Водневий показ-ник, од. pH	5,31	6,5	6,7	6,68
2	Залізо загальне, мг/дм^3	0,04	0,02	0,02	0,02
3	Манган, мг/дм^3	0,023	0	0,004	0,004
4	Хром(VI), мг/дм^3	0,08	0,08	0,08	0,08

5	Мідь, мг/дм^3	0,25	0,08	0,11	0,08
6	Фториди, мг/дм^3	6,2	2,2	2,3	2,4
7	Сульфати, мг/дм^3	160,0	155,0	155,0	155,0
8	Загальна жорсткість, ммоль/дм^3	5,4	6,3	6,8	6,4
9	Загальна лужність, ммоль/дм^3	5	5,8	6,3	6,0
10	Сухий залишок, мг/дм^3	1533,3	1553,0	1644,0	1633,0

Табл. 2 – Фізико-хімічні показники якості природної артезіанської води з низькою мінералізацією дота після її контактування з біосорбентами

№ з/п	Показник, од.розмірності	Вода зі свердловини	Вода після контактування з біосорбентом, отриманим із		
			виноградної лози	корзинок і стебел соняшнику	стулок, стебел і листя гороху
1	Водневий показник, од. pH	8,2	8,5	8,9	8,7
2	Нітрати (за NO_3^-), мг/дм^3	0,86	0,86	0,88	0,87
3	Загальна мінералізація, мг/дм^3	559,0	556,0	750,0	563,0
4	Сульфати, мг/дм^3	116,0	100,0	124,0	98,0
5	Залізо загальне, мг/дм^3	0,09	0,01	0,04	0,02
6	Манган, мг/дм^3	0,01	0,005	0,002	0,001
7	Поліфосфати (за PO_4^{3-}), мг/дм^3	0,21	0,23	0,17	0,22
8	Загальна жорсткість, ммоль/дм^3	2,2	2,2	2,5	2,4
9	Хлориди, мг/дм^3	124,1	124,1	180,0	124,1

Табл.3 – Фізико-хімічні показники якості стічної води, що утворилась в процесі миття та бланшування гороху в цеху консервного заводу та після її контактування з біосорбентами

№ з/п	Показник, од.розмірності	Стічна вода	Вода після контактування з біосорбентом, отриманим із		
			виноградної лози	корзинок і стебел соняшнику	стулок, стебел і листя гороху
1	Водневий показник, од. pH	4,5	4,6	6,6	6,5
2	Нітрати (за NO_3^-),мг/дм^3	2,9	3,0	3,0	2,9
3	Загальна мінералізація, мг/дм^3	746,0	678,0	1024,0	893,0
4	Сульфати, мг/дм^3	160,0	108,0	142,0	108,0
5	Поліфосфати (за PO_4^{3-}), мг/дм^3	30,0	22,0	22,0	27,0
6	Загальна жорсткість, ммоль/дм^3	2,3	2,3	5,0	5,0
7	Хлориди, мг/дм^3	138,3	138,3	216,2	153,8
8	Залізо загальне, мг/дм^3	0,81	0,20	0,25	0,20
9	Манган, мг/дм^3	0,012	0,003	0,005	0,005

10	Мідь, мг/дм^3	1,9	0,05	0,24	0,027

Аналіз отриманих результатів дозволив зробити наступні висновки:

- біосорбенти, отримані з відходів переробки гороху, соняшнику а також з виноградної лози, можуть ефективно очищувати природні води(як із підвищеною, так і з низькою мінералізацією) від важких металів, а саме заліза, міді і мангану, а також від фторидів і сульфатів. Також ефективними є біосорбенти для вилучення домішок заліза, мангану, міді, сульфатів і поліфосфатів із стічних вод харчового підприємства. Наприклад, обробляючи природну і стічну воду біосорбентом із виноградної лози можна досягнутизменшення початкового вмісту заліза загального на (50 – 90) %, вмісту мангану – на (50 - 100) %, вмісту міді – на (68 – 97) %, вмісту сульфатів – на (7,0 - 32,5) % (табл.1-3);
- ступінь вилучення біосорбентами домішок із води залежить відвиду біосорбенту, pH та мінералізації води. Краще вилучають домішки природних і стічних вод біосорбенти із виноградної лози, гірше – із корзинок і стебел соняшнику. Щодо впливу pH і мінералізації води, то ефективність процесу біосорбції зростає із зменшенням мінералізації води і підвищенням її pH;
- використанні в роботі біосорбенти не вилучають із природної і стічної води нітрати та іони хрому (VI);
- після оброблення води біосорбентами спостерігається підвищення загальної жорсткості, лужності і сухого залишку води, вмісту хлоридів і значення pH води. Зростання цих показників,напевно, пов’язане із дифузією з біосорбенту у воду лужних і лужноземельних металів. Інтенсивніше цей процес відбувається у випадку використання при обробленні води біосорбенту із відходів переробки соняшнику.

У випадку застосування біосорбенту із виноградної лози зміна зазначених показників не суттєва або відсутня. Також на інтенсивність цих процесів впливає pH і мінералізація води, що обробляється біосорбентом.

Література

1.Sud D, Mahajan G, Kaur MP. Agricultural waste material as potential ladsorbent for sequestering heavy metalions from aqueous solutions - a review. *BioresourTechnol*. 2008;99(14):6017-6027. doi:10.1016/j.biortech.2007.11.064

2.KovalenkoO., Novoseltseva, V., &Kovalenko, N. (2018). BIOSORBENTS – PROSPECTIVE MATERIALS FOR HEAVY METAL IONS EXTRACTION FROM WASTEWATER. *FoodScienceandTechnology*, 12(1). https://doi.org/10.15673/fst.v12i1.841

3. Leandro Vinícius Alves Gurgel, Rossimiriam Pereira de Freitas, Laurent Frédéric Gil, Adsorption of Cu(II), Cd(II), and Pb(II) from aqueous single metal solutions by sugarcane bagasse and mercerized sugarcane bagasse chemically modified with succinican hydride.*CarbohydratePolymers*, Vol. 74, Is 4, 2008,

P. 922-929. https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2008.05.023.

4. Daochalermwong A, Chanka N, Songsrirote K, Dittanet P, Niamnuy C, Seubsai A. Removal of Heavy MetalIons Using Modified Celluloses Prepared from Pineapple Leaf Fiber. *ACS Omega*. 2020;5(10):5285-5296. Published 2020 Mar 5. doi:10.1021/acsomega.9b04326

5.Novoseltseva, V., Yankovych, H., Kovalenko, O., Václavíková, M., Melnyk, I. (2020). Production of high-performance lead (II) ions adsorbents from pea peels waste as a sustainable resource. *Waste Management & Research*. https://doi.org/10.1177/0734242X20943272

ИЗМЕНЕНИЕ БИОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КУЛЬТУРАЛЬНОЙ ЖИДКОСТИ В ПРОЦЕССЕ БИОДЕГРАДАЦИИ ПОЛИАМИДНЫХ ВОЛОКОН

Т.И.Козячая
Гродненский государственный университет имени Янки Купалы, Гродно

CHANGE IN BIOCHEMICAL INDICATORS OF THE CULTURAL FLUID IN THE PROCESS OF BIODEGRADATION OF POLYAMIDE FIBERS

T. I. Kozyachaya
YankaKupalaState University of Grodno

В настоящей работе исследовано изменение концентрации белка в суспензии бактериальных клеток в процессе биодеградацииполиамидных нитей производства филиала «Завод Химволокно» ОАО «Гродно Азот».Установлено, что концентрации белка в культуральной жидкости плавно растет, что свидетельствует о способности бактерий использовать полиамидное волокно как единственный источник питательных веществ.

В современном мире огромную популярность имеют материалы, произведенные искусственным путем. Среди них несомненным лидером являются материалы, созданные на основе полиамидов, так как они обладают высокой прочностью, упругостью, устойчивостью к изгибу и истиранию.

Полиамидные волокна применяются в различных сферах жизни человека, от легкой промышленности до медицины. Из них производится чулочно-носочные изделия, ткани, рыболовные сети, пленки, трубы, протезы и многое другое [1].

С ростом спроса на продукцию из полиамида возникла проблема ее утилизации, так как лишь незначительная часть данных изделий попадет на вторичную переработку. Наиболее безопасным для окружающей среды является метод биологической деструкции. Основными биодеструкторами в окружающей среде являются микроскопические грибы и бактерии. Также исследования в данном направлении, помогут разработать методы модификации, а также повышения биостойкости волокон и материалов, которые из них изготавливаются[2–3].

Для разрушения структуры волокон бактерии выделяют внеклеточные ферменты. Об интенсивности этого процесса свидетельствует накопление белка в культуральной жидкости.

Цель исследования: установить изменения биохимических показателей культуральной жидкости в процессе биодеградации полиамидных волокон бактериями.

Обработкеподвергались поликапроамидные волокна tex 93, выпускаемые филиалом «Завод Химволокно» ОАО «Гродно Азот», которые используются для производства кордной ткани и армирования композиционных материалов.

Объектами исследования были предварительно отобранные штаммы бактерий-деструкторов полиамидных волокон:

- 1 штамм р. Bacillus из музея микроорганизмов кафедры экологии ГрГУ им. ЯнкиКупалы (B. subtilis);
- 3 штамма бактерий очистных сооружений ОАО «Гродно Азот»: 1 штамм из сооружений-нитрификаторов (N1), 2 штамма сооружений-денитрификаторов (DN2, DN3).

В качестве среды для роста биомодификаторов полиамидного волокна использовалась голодная среда.

Состав среды: Na3PO4 – 0,0095 г/дм3, CaCl2 – 0,038 г/дм3., MgCl2 – 0,0475 г/дм3, FeSO4 – 0,0005 г/дм3, поливиниловый спирт – 0,5 г/дм3.

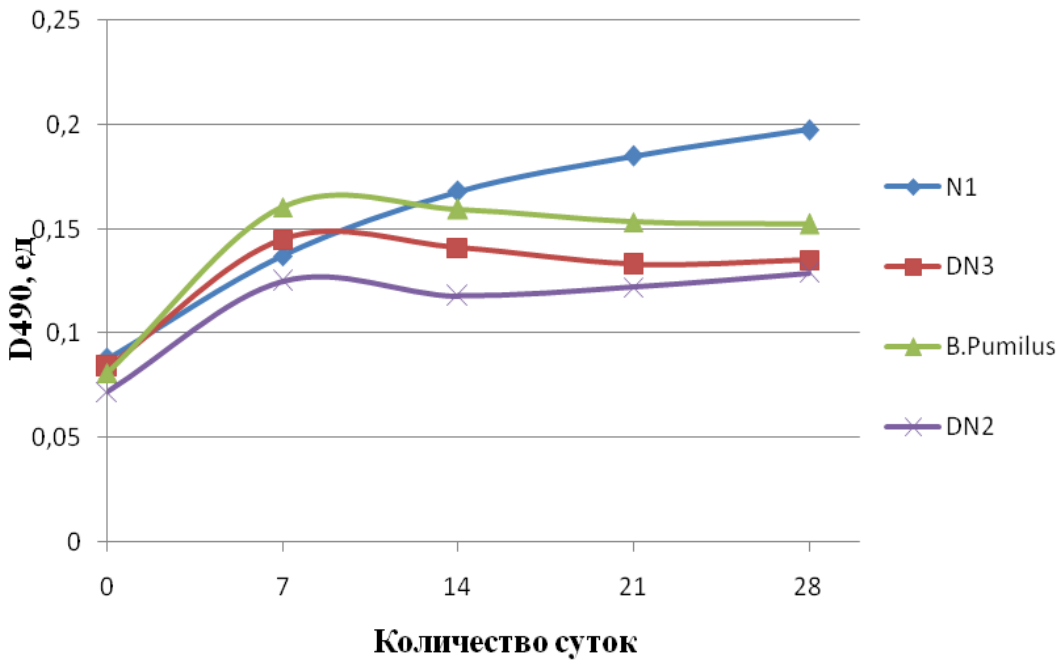
Посев изучаемых штаммов производился в колбы Эрленмейера со средой. Также в каждую из колб вносился 1 г. полиамидных волокон. Далее колбы помещались в термостат при 37°C. Отбор проб производился на 7, 14, 21 и 28

сутки от начала культивирования. Отобранные образцы центрифугировались в течение 15 минут при 12 тыс. об / мин. Для исследования отбирался центрифугат.

Определение белка в культуральной жидкости проводили методом Лоури-Фолина. Метод основывается на процессе окрашивания продуктов ароматических аминокислот в присутствии реактива Фолина, а также включает в себя биуретовую реакцию на обнаружение пептидных связей. Чувствительность метода позволяет определить наличие 10–100 мкг белка в пробе.

Для установления корреляционной связи между концентрацией белка в суспензиях бактерий с интенсивностью их роста изучалась динамика роста изучаемых штаммов на голодной среде, содержащей полиамидные волокна. С этой целью производилось определение концентрации клеток путем измерения оптической плотности суспензий на фотометре КФК – 3 «ЗОМЗ» в кюветах толщиной 10 мм при длине волны 490 нм. Отбор проб производился также на 7, 14, 21 и 28 сутки от начала культивирования.

В процессе культивирования микроорганизмов на голодной среде с полиамидными волокнами в течение 28 суток наблюдается рост всех исследуемых штаммов. Наибольшая интенсивность роста наблюдается у штаммов N1 и B. pumilus. Оптическая плотность суспензии, содержащей штамм B. pumilus, достигает максимального значения на 7 сутки культивирования. Рост штамма N1,



продолжается на протяжении всего опыта (рисунок 1).

Рисунок 1 – Динамика роста бактерий при длительном культивировании на голодной среде с полиамидными волокнами в течение 28 суток

Концентрация белка в процессе биодеструкции волокон плавно возрастает, что связано с постепенной адаптации штаммов к новому для них источнику углерода и азота (рисунок 2).

Коэффициент корреляции между интенсивностью роста штаммов и изменением концентрации белка для штамма N1 составляет 0,66, для штамма DN2 – 0,81, для DN3 – 0,55, для B. pumilus – 0,7.

Таким образом, наблюдается положительная корреляция между интенсивностью роста штаммов и изменением концентрации белка в суспензии, что свидетельствует о приспособлении бактерий к новому источнику питательных веществ.

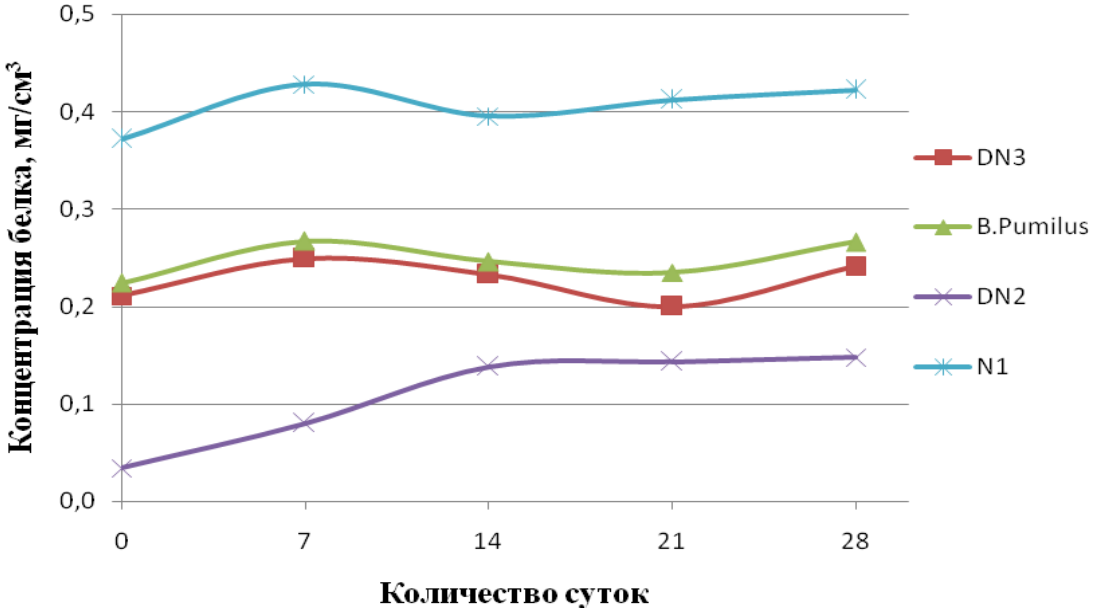


Рисунок 2 – Изменение концентрации белка в культуральной жидкости в процессе биодеградации подиамидных волокон

Литература

1. *Пехташева, Е.Л. Микробиологическая стойкость материалов на основе природных высокомолекулярных соединений: дис. ... канд. техн. наук: 05.19.08/ Е.Л. Пехташева. – Москва, 2004. – 312 с.*
2. *Корин, И.М. Взаимодействие микроорганизмов с полиамидным волокном в процессе биомодификации :Автореф. дис. на соиск. учен.степ. канд. биол. наук : 03.00.23 / И.М. Корин; Грод. гос. ун-т им. Я.Купалы. – Гродно, 1998. – 16 с.*
3. *Биоповреждения лубяных, искусственных и синтетических волокон / Е.Л. Пехташева [и др.] // Вестник Казанского технологического университета. – 2012. – № 8. – С. 185–190.*

МИКРОФАУНА АКТИВНОГО ИЛА СООРУЖЕНИЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД

В.А. Котлярова, Г.Г. Юхневич
Государственный университет им. Янка Купала

MICROFAUNAOFACTIVATED SLUDGEOF INDUSTRIAL WASTEWATER TREATMENT PLANTS

V.A. Kotlyarova, G.G. Yukhnevich
Гродненский государственный университет имени Янки Купалы
Yanka Kupala state University of Grodno (Belarus)

The quantitative and qualitative composition of the microfauna of activated sludge of biological treatment facilities for the production of nitrogen-containing compounds and fertilizers was revealed. It was found that the differences in species diversity and microfauna abundance are due to the nature of the separation of industrial wastewater streams and changes in their volume and composition.

Специфические экологические условия сооружений биологической очистки

сточных вод формируют характерный состав зооценоза активного ила. Для характеристики работы сооружений биологической очистки количественный и качественный учёт представителей микрофауныон имеет существенное значение, поскольку определяет состав, количественное распределение и своеобразие организмов активного ила. Изменение этих показателей позволяет оперативно выявлять основные неблагоприятные факторы, воздействующие на процесс биологической очистки [2].

В нормально функционирующем иле, как правило, наблюдается высокое разнообразие зооценоза, при этом количественного доминирования одного из видов не наблюдается; все организмы подвижны и активны [4].

Наиболее часто встречающиеся виды микрофауны в активном иле сооружений биологической очистки городских сточных вод представлены 4 основными группами организмов:

– саркодовые (Sarcodina): амебы (*Amoebalimax, A. proteus*), раковинные амебы (*Arcella, Centropyxis*), голые амебы (*Pelomyxa*);
– жгутиковые (Mastigophora, Flagellata): бесцветные жгутиконосцы (*Bodo, Peranema);*
– ресничные инфузории (Ciliata): свободноплавающие (*Colpidium, Oxytricha, Paramecium*), брюхоресничные (*Aspidisca*), одиночные прикрепленные (*Vorticella*), колониальные прикрепленные (*Epistylis, Opercularia*);
– сосущие инфузории (Suctoria): *Acineta, Podophrya, Tokophrya*[5].

Результаты исследований показывают, что характерной особенностью сложных многовидовых популяций, к которым относятся и зооценоз активного ила, является установление в системе динамического равновесия, которое достигается сложением множества относительно небольших отклонений активности и численности отдельных видов в ту или иную сторону от их среднего уровня [3]. Все виды, вне зависимости от их экологических особенностей, участвуют в преобразовании энергии и транспорте веществ в экосистеме, при этом многие из них выполняют сразу несколько функций. Одни виды своей деятельностью создают среду для других видов, третьи являются спутниками первых и тем самым увеличивают видовое разнообразие зооценоза.

Цель исследования – определение количественного и качественного состава микрофауны активного ила сооружений биологической очистки производства азотных соединений и удобрений.

Материалы и методы исследования.Исследования проводились на очистных сооружениях производстваазотных соединений и удобрений весной и летом 2020 г.На предприятии формируются несколько систем промышленных канализаций сточных вод, отличающихся расходом и физико-химическим составом. В основе очистки промышленных сточных вод от азотсодержащих веществ лежат процесс биологической нитрификации и процесс биологической денитрификации с самостоятельным активным илом для каждой стадии, с последующей доочисткой стоков от органических загрязнений на аэротенках.

Дляанализа состава активного ила отбирали пробы на выходе сооружениий-нитрификаторов, сооружений-денитрификаторов и двух аэротенков-вытеснителей. Учёт организмов проводили методом «откалиброванной капли» путём подсчета в 30 полях зрения количества организмов в капле и пересчёта ихконцентрациив 1 см^3.

Результаты и их обсуждение. Типичными представителями микрофауныактивного иласооружений биологической очистки производства азотсодержащих соединений и удобрений являются коловратки, черви, различные инфузории, жгутиковые, амёбы (таблицы 1, 2). В сооружениях-нитрификаторах абсолютными доминантами зооценоза активного ила выступают раковинные амебы рода *Euglypha.* В небольшом количестве присутствуют свободноплавающие, брюхоресничные и сосущие инфузории, а также мелкие жгутиконосцы и беспанцирные коловратки рода *Rotaria.* В отдельных пробах активного ила сооружений-нитрификаторов встречаются представители колониальных инфузорий. В сооружениях-денитрификаторах микрофауна в большинстве проб активного ила отсутствует в силу анаэробных условий и более концентрированного органического стока. Однако в летний период выявлены раковинные амебы и мелкие жгутиконосцы, являющиеся типичными

представителями активного ила сооружений-нитрификаторов, что, вероятно, связано с поступлением плохо разделенного нитрификационного стока в данный тип биореакторов, а также уменьшением токсичных компонентов в органическом стоке (таблица 2).

Таблица 1 – Видовой состав микрофауны активного ила сооружений биологической очистки в весенний период

Индикаторный организм	**Численностей особей, экз/см^3**			
	нитрифи-катор	денитри-фикатор	аэротенк 1	аэротенк 2
Свободноплавающие инфузории*Uronemanigricans, Trachelophyllumpusillum,Colepssp.*	1 163	–	889	–
Прикреплённые колониальные инфузории*Epistylissp.*	565	–	517	1 163
Прикреплённые неколониальные инфузории *Thuricolasimilis, Vorticellasp.*	16	–	582	501
Сосущие инфузории *T. quadripartite, Rhabdophryasp.*	16	–	–	16
Брюхоресничные инфузории*Aspidiscasp.*	81	–	194	49
Жгутиковые*Peranemasp.*	–	–	81	227
Мелкие жгутиконосцы*Bicoecapetiolata*	–	–	243	291
Малощетинковые черви*Aeolosomahemprichi*	–	–	49	16
Брюхоресничные черви*Chaetonotussp.*	–	–	49	16
Коловратки с панцирем*Lecanesp.*	–	–	372	356
Коловратки без панциря*Rotariasp.*	49	–	65	178
Раковинные амёбы *Eugliphasp., Arcellasp., Centropyxissp.*	41 473	–	5 055	2 746
Амёбы группы*Limax*	–	–	146	485

Таблица 2 – Видовой состав микрофауны активного ила сооружений биологической очистки в летний период

Индикаторный организм	**Численностей особей, экз/см^3**			
	нитрифи-катор	денитри-фикатор	аэротенк 1	аэротенк 2
Свободноплавающие инфузории*Uronemanigricans, Trachelophyllumpusillum,Colepssp.*	16	–	1 357	694
Прикреплённые колониальные инфузории*Opercularіaconfusa*	–	–	–	65
Прикреплённые неколониальные инфузории *Thuricolasimilis, Vorticellasp.*	65	–	307	97
Сосущие инфузории *T. quadripartite, Rhabdophryasp.*	16	–	33	16
Брюхоресничные инфузории*Aspidiscasp.*	33	–	81	468
Жгутиковые*Peranemasp.*	–	–	210	49
Мелкие жгутиконосцы*Bicoecapetiolata*	–	12 904	65	1 082
Малощетинковые черви*Aeolosomahemprichi*	–	–	97	–
Брюхоресничные черви*Chaetonotussp.*	–	–	33	16
Коловратки с панцирем*Lecanesp.*	–	–	307	420
Коловратки без панциря*Rotariasp.*	16	–	49	130
Раковинные амёбы *Eugliphasp., Arcellasp., Centropyxissp.*	39 697	8 350	10 216	2 248
Амёбы группы*Limax*	–	–	129	65

Наибольшим разнообразием и численностью характеризуется микрофауна аэротенков. В аэротенках1 и 2 абсолютными доминантами зооценоза активного ила являются прикрепленные кругоресничные инфузории *Thuricolasimilis*. В значительном количестве представлены раковинные амебы рода *Arcella*и рода *Euglypha*. Типичными представителями зооценоза выступают коловратки, как панцирные рода *Lecane*, так и беспанцирныерода *Rotaria*, завершающие пищевую цепь и обеспечивающие полное окисление загрязняющих веществв аэротенках. В летний период в аэротенках значительно увеличилось количество раковинных амёб, мелких жгутиконосцев, свободноплавающих и сосущих инфузорий. В этот период обнаружены колониальные инфузории рода *Opercularia*, однако существенно уменьшается количество особей рода*Epistylis*.

Таким образом, отличия видового разнообразия и численности микрофауны активного ила разных сооружений биологической очистки сточных вод производства азотсодержащих соединений и удобрений обусловлены характером разделения потоков промышленных сточных вод и изменением их объёма и состава.

Литература

1. Хенце, М. Очистка сточных вод. Биологические и химические процессы / М. Хенце [и др.]. – М.: Мир, 2004. – 213 с.

2. Жмур, Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками / Н.С. Жмур. – М.: АКВАРОС, 2003. – 512 с.

3. Нечаев, А.П. Интенсификация доочистки биологическиочищенныхсточных вод / А.П. Нечаев [и др.] // Водоснабжение и санитарнаятехника, 1991. – 147 с.

4. Воронов, Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод / Ю.В. Воронов, С.В. Яковлев. – М.: Изд-во АСВ, 2006. – 704 с.

5. Пучкова, Т.А. Биологическая очистка сточных вод / Пучкова Т.А [Электронный ресурс]. – Режим доступа: www.bio.bsu.by/microbio/files/presentations/puchkova/microbiol_ochistka_vody.pdf. – Дата доступа: 05.09.2020.

ОПТИМІЗАЦІЯ УТИЛІЗАЦІЇ БІОМАСИ В ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД МЕТОДОМ ВІДКРИТОГО БІОЛОГІЧНОГО КОНВЕЄРА

М. Мальований [1], Б. Саєрварссон [2], Р. Руан [3], Т. Самілів [2], В. Жук [1], О. Муха [1], М. Копій [4], І. Тимчук [1]

[1] Національний університет "Львівська політехніка", Львів
[2] Yorth Group, Міннесота
[3] Університет Міннесоти, Міннесота
[4] Національний лісотехнічний університет України, Львів

OPTIMIZATION OF BIOMASS UTILIZATION IN WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGY USING THE METHOD OF OPEN BIOLOGICAL TREATMENT TRAIN

M. Malovanyy [1], B. Saervarsson [2], R. Ruan [3], T. Samiliv [2], V. Zhuk [1], O. Mukha [1], M. Kopiy [4], I. Tymchuk [1]

[1]Lviv Polytechnic National University, Lviv
[2]Yorth Group, Minnesota
[3]University of Minnesota
[4] Ukrainian National Forestry University, Lviv

This paper presents the concept of a biological treatment train of the open type, which can be used to treat polluted wastewater. The novelty of the method in contrast to the known biological treatment train of the closed-loop type is the regular periodic harvesting of biomass. The collected excess biomass will be used to produce biofuels (biogas, bioethanol and / or biodiesel). The main tasks that should be solved to optimize the stages of excess biomass utilization are considered.

Recently, the popular concept of the biological conveyer was developed at the A.V. Dumansky Institute of Colloid and Water Chemistry, based on the initiative and active participation of Professor Peter Gvozdyak. The technological essence of the “bioconveyer” is that, in the path of the water to be purified, there are aquatic organisms - anaerobic bacteria, aerobic microorganisms (copyotrophs, oligotrophs, protozoa), filters, and predators. Being at their "workplaces", they "eat" from the water which contains dissolved organic compounds and the biomass (bodies) of organisms. According to the authors, the advantages of the bioconveyer is its ability to purify any natural, storm, domestic, or industrial wastewater source which contains dissolved organic compounds, even extremely toxic, carcinogenic or mutagenic materials, at any concentration. It is believed that the bioconveyer allows you to bring the quality of purified water to any specified degree of purity. It solves the problem of excess biomass, as it is consumed and mineralized in the food chain. In this case, the greater the number of trophic levels involved in the bioconveyer, the less biomass remains in the final, treated water. According to the authors, it is enough to have a trophic chain of 2 to 3 links in the treatment plant to reduce the amount of excess biomass by 100 to 1,000 times. Since the authors propose to create a trophic chain in the bioconveyer, such a bioconveyer should be, or as close as possible to a closed-loop ecobiological system: let's call it a conditionally closed-loop bioconveyer.

In our opinion, the organization of the trophic chain for the bioconveyer is not entirely justified. The bioreactor zone, the main task of which is the utilization of excess biomass, is practically not involved in the treatment of the wastewater. It should be noted that despite all efforts, the authors failed to achieve complete utilization of biomass within a closed-loop system. The phyto-reactor zone, from where the excess biomass should be removed and utilized, was left out of consideration.

We offer for use, for the purpose of purification of polluted water environments the scheme of the "open" biological conveyer. The main difference of the proposed scheme is the absence of a trophic chain and an organized forced withdrawal of excess biomass to the stage of its utilization. The general scheme of the open bioconveyer can be adapted to specific cleaning conditions. The available space, for the installation and the physicochemical characteristics of the effluents to be treated, must be taken into account. In general, we believe that it is advisable, if possible, to abandon

the anaerobic zone, which is quite sensitive, and requires the maintenance of harsh cleaning conditions. It is also advisable to expand the phytoreactor zone and arrange it with a wider array of aquatic organisms. The effectiveness of the use of a wide range of aquatic organisms (algae, aquatic plants, plants of artificial wetlands) has been proven by the research of a number of scientists. As for aquatic plants, the most popular plant used for these purposes in recent times is Eichornia crassipes, or water hyacinth. Plants such as reeds, willows, barley, oats, corn, rye, and combinations of different types of plants are used to form artificially organized wetlands (often called bioplateau). A number of scientists have devoted their research to finding the optimal composition of a consortium of microalgae, to achieve maximum effects of wastewater treatment.

In making the case for using an open biological reactor technology for wastewater treatment, it is important to optimize the stages of collection and disposal of excess biomass, which is removed from the treatment scheme and sent to the processing stage. These operations are dominant for successful wastewater treatment by the proposed technology. The difficulty is that biomass of different natures is removed from the bio-purification system, which is due to the operation of different types of aquatic organisms in the phytoreactor.

The aim of this research, to optimize the stages of collection and utilization of excess biomass from the wastewater treatment system using an open biological conveyer technology, is to develop new advanced integrated technologies for sustainable biofuels (biogas, bioethanol, and biodiesel) from the collected biomass. This research would provide results that could allow for the implementation of innovative solutions, for all stages of biomass utilization technology, for:

a) introduction of innovative technologies of biomass concentration,
b) biomass processing in a cavitation field to increase exchange surfaces,
c) production of a wide range of sustainable biofuels,
d) use of the digestate after biogas production in a stage process,
e) use of residues from biomass of aquatic organisms, as organic and organic-mineral fertilizers (with the addition of natural absorbents).

To obtain these results, it is planned to conduct a joint Ukrainian-American studies, the objectives of which are, in experimental and semi-industrial conditions:

1) to investigate the optimal conditions for collection, concentration and fractionation of excess biomass of aquatic organisms of the phytoreactor of the open biological conveyer, including aquatic plants, plants of artificial wetlands, microalgae and cyanobacteria, anoxygenic phototrophic bacteria;
2) to develop schemes of cascade processing of biomass while obtaining biofuels of different types and final use of biomass residues, on the scale of the experimental installation;
3) to perform a comparative analysis of energy efficiency of production of different types of biofuels (biogas, bioethanol and biodiesel) from biomass, consisting of aquatic organisms of different composition, including aquatic plants, plants of artificial wetlands, microalgae, cyanobacteria and anoxygenic phototrophic bacteria;
4) to develop and test technological schemes for obtaining different types of fertilizer from digestate after obtaining biogas and biomass residues of aquatic organisms after the implementation of its utilization processes.

ЭФФЕКТ ОКИСЛИТЕЛЬНОЙ ДЕСТРУКЦИИ КРАСИТЕЛЯ МЕТИЛОВОГО ОРАНЖЕВОГО ПЕРЕКИСЬЮ ВОДОРОДА В ПРИСУТСТВИИ МИНЕРАЛЬНЫХ АДСОРБЕНТОВ

Мафтуляк А., Русу В.
Институт Химии, ул. Академическая, 3, Кишинзу, РеспубликаМолдова

EFFECT OF OXIDATIVE DEGRADATION OF METHYL ORANGE DYE BY HYDROGEN PEROXIDE IN THE PRESENCE OF MINERAL ADSORBENTS

Maftuleac A., Rusu V.
Institute of Chemistry, 3, Academy Str., Chisinau, Republic of Moldova

The possibility of using of local (Moldavian) mineral adsorbents as catalysts for the oxidation destruction of synthetic dyes was investigated. The good catalytic activity of modified forms of montmorillonite in the oxidation of methyl orange dye by hydrogen peroxide was proved. This fact allows us to recommend these adsorbents for wastewater treatment from synthetic organic dyes.

Рост народонаселения и развитие различных отраслей промышленности в Карпатском регионе имеют как следствие интенсивное потребление воды и увеличение количества сточных вод, требующих специальной обработки до сброса их в окружающую среду. Сточные воды ряда предприятий химической, лакокрасочной и текстильной промышленности имеют высокое содержание органических веществ, характеризующихся цветностью и персистентностью (стабильностью) [1].Обычно, такие вещества содержат в своих молекулах ароматические кольца, они плохо ассимилируются микроорганизмами, поэтому снижают эффективность процесса очистки сточных вод на станциях с биологическим методом очисти. Выходом из такой ситуации является включение в технологию стадий адсорбционной и/или окислительной обработки сточных вод. Эти методы очистки весьма эффективны, но требуют детального изучения конкретных условий, физических и химических, как с целью оптимизации самого процесса, так и с целью выбора, подходящего для этого, варианта аппаратурного оформления.Целью представленной работы была исследование возможности применения местных (молдавских) минеральных адсорбентов в качестве катализаторов для окислительной деструкции синтетических красителей. С этой целью, в экспериментах были опробованы диатомит, а также монтмориллонит и его модифицированные формы, полученные с использованиемAlиFe– олигомеров [2-4]. Эти,так называемые, столбчатые (pillared)адсорбенты, характеризуются более доступной внутренней поверхностью и увеличенным количеством центров Бренстеда. играющих важную роль в адсорбционных и гетерогенных каталитических процессах. Известно [5, 6], что в качестве носителей для катализаторов используют также оксиды алюминия и кремния, мезопористые угли и другие материалы.

Метилоранж [7], рис.2, известный еще как гелиантин, является аиионнымазокрасителем, он широко применяетсякак индикатор в аналитической химии.Характеризуется наличием в его спектре двух максимумов полос поглощения при 462 и 262 нм, которые позволяют прослеживатьпроцесс обесцвечивания и изменений в ароматической структуре.Максимумы поглощения в спектре растворов красителя в области 508 нм (pH < 2) и 469 нм(pH> 4) относят, соответственно, к недиссоциированной и диссоциированной формам его молекул.

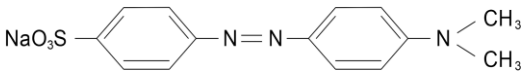


Рис. 1. Структурная формула метилоранжа

В качестве окислителя в экспериментах была выбрана перекись водорода, так как она является относительно дешевым веществом и не таким токсичным как озон, хотя уступает ему величиной окислительного потенциала. Важным является и тот факт, что перекись водорода в воде образует с ионами переходных металлов активные гидроксильные радикалы, которыетакже участвуют в окислительных реакциях, в совокупности, это приводит к полному окислению органических веществ до диоксида углерода и воды.В процессах окисления могут быть использованы как гомогенные, так и гетерогенные каталитические реакции, последние, однако, имеют ряд технологических преимуществ, особенно когда появляется необходимость извлекать из системы и утилизировать отработанный катализатор.

Исследования проводились следующим образом. В колбочку с тремя горлышками, емкостью 250 мл, оснащенной обратным холодильником, вносили

изучаемый образец адсорбента (катализатора) и добавляли 100 мл раствора красителя метилоранж, с концентрацией20 мг/л. Содержимое колбочки хорошо перемешивали на магнитной мешалке, около 30 мин, для получения однородной суспензии.Затем. в суспензию вливали микропипеткой около 0,37 мМольраствора перекиси водорода, продолжая при этом процесс перемешивания. Через равные промежутки времени (30 мин) из колбочки шприцем отбирали 10 мл суспензии и вливали в пробирки, для осаждения минеральных частичек, после чего, осветленные пробы пропускали,под давлением, через мембранный (0,45 мкм) фильтр и, на выходе из него, отбирали пробы для анализа.

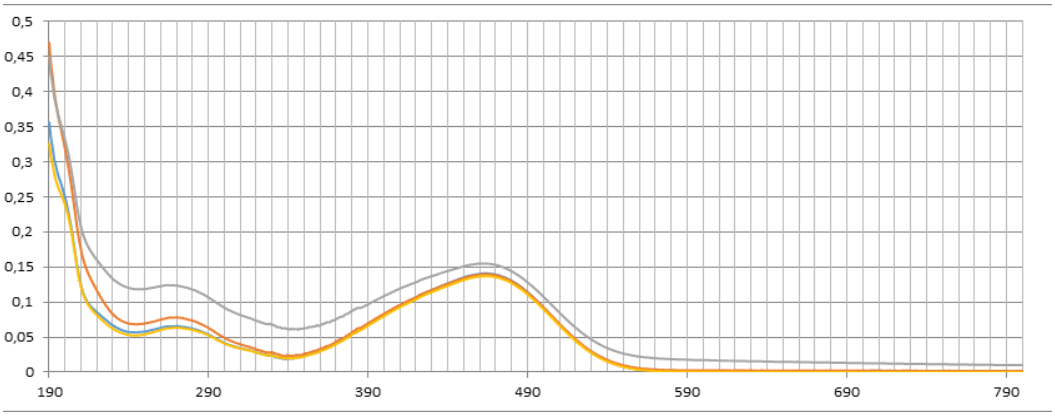


Рис 2. Спектры растворов метилоранжа, полученные при исследовании каталитической активности минеральных адсорбентов: 1 – исходный раствор, 2,3,4 – обработанные перекисью водорода в течении 30, 60, 120 мин.

Спектры растворов красителя до и после каталитического окисления снимали на спектрофотометре PerkinElmerLamda 25 (рабочий диапазон прибора 1100-190 нм). Из тестированных образцов минеральных адсорбентов, в качестве катализаторов, наиболее эффективным оказался модифицированный,Al–пилларированный(со столбчатой структурой) монтмориллонит. Как можно заметить из рис. 2, оптимальная продолжительность процесса окисления метилоранжа перекисью водорода в условиях нашего эксперимента, составляет 30-45 мин, при этом его эффективность доходит до 40 %. Эффективность же использования диатомита оказалось почти нулевой. Таким образом, была доказана возможность использования некоторых минеральных адсорбентов в качестве катализаторов для окислительной деструкции органических веществ, что позволяет рекомендоватьих для очистки сточных вод от стойких органических загрязнителей.

Литература

1. Дедю Ион И. Энциклопедия по экологии, Кишинэу: «Штиинца», 2019, 564 с.

2. RusuV., NatasR., TimbaliucN., GontaA., MaftuleacA.

ГІДРОДИНАМІЧНА КАВІТАЦІЯ У СОПЛАХ МОДЕЛІ ВОДОРОЗПОДІЛЬНОГО ПРИСТРОЮ БАШТОВОЇ ГРАДИРНІ

В.І. Орел, Т.З. Коник
Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів

HYDRODYNAMIC CAVITATION IN NOZZLES OF THE MODEL OF THE WATER DISTRIBUTION DEVICE OF THE COOLING TOWER

V.I. Orel, T.Z. Konyk
Lviv Polytechnic National University, Lviv

The negative influence of hydrodynamic cavitation on the operation of the model of the water distribution device of the cooling tower is shown.

Для забезпечення допустимої нерівномірності роздавання води у моделі водорозподільного пристрою баштової градирні (масштаб 1:59) **[1]** запропоновано **[2]** діафрагмування потоку на робочому трубопроводі 5 перед модельними соплами 1…4 (рис. 1) за відсутності гідродинамічної кавітації. Умову її відсутності записували як $Q_{кав}/Q_o \geq 1{,}0$, де Q_o – витрата води без діафрагмування потоку; $Q_{кав}$ – витрата води, яка відповідає початку кавітації.

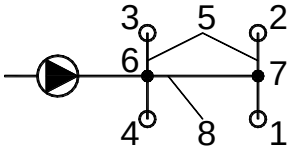


Рис. 1. *Робоча схема моделі водорозподільного пристрою баштової градирні системи циркуляційного водопостачання енергоблоку Рівненської АЕС: 1…4 – модельні сопла; 5 – робочий трубопровід; 6, 7 – вузли розподілу води; 8 – магістральний трубопровід*

Метою дослідження є з'ясування впливу гідродинамічної кавітації, що виникає на модельних соплах, на роботу моделі водорозподільного пристрою баштової градирні.

Діафрагмування потоку води забезпечували шайбами з діаметрами отвору 8 мм **[3]** та 6 мм (табл. 1, рис. 2), встановленими на робочому трубопроводі 5 перед модельним соплом №4. Наявність гідродинамічної кавітації відповідає ступеням звуження потоку води $\omega/\Omega < 0{,}39$ (табл. 2, рис. 2), тобто відносним діаметрам отвору шайби $d/D < 0{,}624$, де ω – площа поперечного перерізу отвору шайби діаметром d; Ω – те саме, робочого трубопроводу з внутрішнім діаметром D. У дослідах* витрата води без діафрагмування потоку $Q_o = 0{,}1613$ л/с.

Використання шайби з діаметром отвору 6 мм призводило до механічної вібрації трубопроводів та акустичного шуму; подібне спостерігали в **[4]**. Причиною є реактивний потік рідини, що утворюється при цьому **[5]**. Тому в подальших дослідженнях таке діафрагмування потоку води не проводили.

Таблиця 1. Розрахунок співвідношень витрат води $Q_д/Q_o$ за діафрагмування потоку на модельному соплі №4 моделі водорозподільного пристрою баштової градирні

Ч/ч	Діаметр, мм		Ступінь звуження потоку води ω/Ω	Витрата води крізь сопло №4 за діафрагмування $Q_д$, л/с	Співвідношення витрат води $Q_д/Q_o$
	внутрішній робочого трубопровода D	отвору шайби d			
1.	17,8	8,0	0,202	0,1051	0,652
2.		6,0	0,114	0,0688	0,427

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

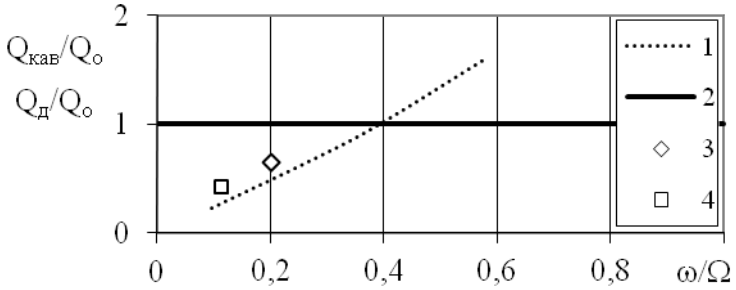


Рис. 2. *Використання діафрагмування потоку води на модельному соплі №4 моделі водорозподільного пристрою баштової градирні: 1 – дані табл. 1; 2 – лінія, що відповідає співвідношенню $Q_{кав}/Q_o$ = 1,0; 3, 4 – дані табл. 2 для шайби з діаметром отвору 8 мм (3) та 6 мм (4)*

Таблиця 2. Розрахунок співвідношень витрат води $Q_{кав}/Q_o$ за діафрагмування потоку на модельному соплі №4 моделі водорозподільного пристрою баштової градирні

Ч/ч	Діаметр отвору шайби класу точності С d, мм	Ступінь звуження потоку води ω/Ω	Витрата води, яка відповідає початку кавітації, $Q_{кав}$, л/с	Співвідношення витрат води $Q_{кав}/Q_o$
1.	5,5	0,095	0,037	0,229
2.	6,6	0,137	0,054	0,335
3.	9,0	0,256	0,102	0,632
4.	11,0	0,382	0,157	0,973
5.	13,5	0,575	0,257	1,593
6.	15,5	0,758	0,394	2,443

На відміну від **[6]**, зменшення площі живого перерізу модельного сопла №4 діафрагмуванням потоку перед ним істотно впливало на витрату води за однакових напорів.

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

2. *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.*

3. *Білий Р.В. Забезпечення допустимої нерівномірності роздавання води*

водорозподільним пристроєм баштової градирні / Р.В. Білий, В.І. Орел // Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти (14-15 листопада 2019 р., м. Київ): матер. VI Міжнар. наук.-практ. конф. / Уклад. Жукова В. – Київ, 2019. – С.70-72.

4. *Герлига В.А. Анализ причин возмущающих сил, вызывающих повышенную вибрацию трубопроводов рециркуляции спринклерной системы энергоблока АЭС / В.А. Герлига, С.Т. Мирошниченко, В.А. Коваль, О.З. Емец, А.С. Мирошниченко, С.А. Чупрынин // Вісник НТУУ «КПІ». Серія «Машинобудування». – 2013. – №67. – С.207-213. – Режим доступу: https://ela.kpi.ua/handle/123456789/13560.*

5. *Чому гудуть водопровідні труби? // Вісник якості: газета. – №3 (32). – 25 березня 2016 р. – С.2. – Режим доступу: http://www.krivbasscenter.dp.ua/visnuk_yakosti/Gazeta/2016/Вісник%20Якості_3(32).pdf.*

6. *Bosak N., Cherniuk V., Matlai I., Bihun I. Studying the mutual interaction of hydraulic characteristics of waterdistributing pipelines and their spraying devices in the coolers at energy units. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies 3(8 (99)), 2019: 23-29. DOI: 10.15587/1729-4061.2019.166309.*

ЗНИЖЕННЯ СОЛЕВМІСТУ І ЖОРСТКОСТІ ШАХТНОЇ ВОДИ ЕКСТАКТОМ ГУМАТОВИМ ТОРФ'ЯНИМ

Пройдак Ю.С., Сидорський О.В., Гогенко О.О., Гогенко О.О.
ТОВ «ТОРФДОМ-МЧ», місто Дніпро

REDUCTION OF SALT CONTENT AND HARDNESS OF SHAFT WATER WITH HUMATE PEAT EXTRACT

Proydak Y.S., Sidorskiy A.V., Gogenko O.A., Gogenko O.O.
LLC "TORFDOM-MCh", Dnipro city

Annotation: An analysis of the methods of water purification and the results of research on reducing the salt content using a reagent - humate peat extract are given. It is shown that the use of this reagent makes it possible to achieve the degree of water purification by 90-99%.
Key words: hardness salts, sediment, reagent sediment, humate peat extract, degree of water purification.

У гірничодобувній промисловості, що є однією з найважливіших галузей виробництва, склалася напружена екологічна атмосфера, особливо у водному господарстві. Шахтна вода, що володіє підвищеною мінералізацією, без відповідної очистки скидається в природні водойми. Обсяг скидання шахтних вод становить лише по Криворіжжю 11-12 мільйонів м^3 на рік. Це веде до розвитку вторинного засолення сільськогосподарських територій, прилеглих до р. Інгулець і р. Дніпро. Вже на сьогоднішній день через скидання води у р. Інгулець і далі в р. Дніпро, непридатними для землеробства виявилися близько 60 тис. га землі в Херсонській та Нікопольської областях [1].

В подальшому слід очікувати збільшення обсягів високомінералізованих вод, які дренують в грунт, а потім у водоносні горизонти.

У зв'язку з цим актуальною є наукова задача, спрямована на дослідження процесу очищення шахтних вод.

В даний час для очищення шахтних вод використовуються: відстоювання, осад, освітлення в шарі зважених речовин, фільтрування, центрифугування.

Практика показує, що одним з основних способів очищення у великих обсягах є осадка. Ставки-відстійники є найбільш ефективними спорудами. Осадка проводиться тільки з обробкою води реагентом.

Дисперговані і колоїдні речовини у воді часто мають рівнозначні поверхневі заряди і відштовхуються один від одного, мають агрегатну стійкість і не випадають в осад. Додавання ж дестабілізуючих реагентів дозволяє з'єднати ці речовини в агрегати і відфільтрувати. У практиці водопідготовки під реагентним

висвітленням води зазвичай розуміють коагуляцію.
Коагулянти у воді утворюють нерозчинну фазу і одночасно нейтралізують (екранують) поверхневий заряд колоїдних частинок, в результаті чого останні перестають відштовхуватися, один від одного і разом з нерозчинної фазою коагулянтів формують мікропластівці, які можуть випадати в осад.

Мінералізовані шахтні води, після стадії механічного очищення і реагентної обробки, піддаються подальшій обробці, що проводиться з метою зниження вмісту солі і пом'якшення.

Для проведення операцій по зниженню солевмісту і пом'якшення, група комерційних і промислових підприємств «ТОРФДОМ» розробила органо-мінеральний реагент-флоакулянт – Екстракт гуматовий торф'яний (ЕГТ) – ТУ У 08.9-35113654-004:2012.

У лабораторних умовах ПрАТ «Центральний ГЗК» м. Кривий Ріг проведені дослідження ефективності застосування ЕГТ для зниження вмісту солі шахтної води. Результати досліджень наведені в таблиці 1.

Таблиця 1

№ п/п	Назва забруднюючих речовин	Одиниці виміру	Концентрація забруднюючих речовин	
			Проба без реагентів	1 л проби + 50 $см^3$ гумата
1.	Хлориди (Cl)	$мг/дм^3$	21626,0	1708,6
2.	Сульфати $(SO_4)^{2-}$	$мг/дм^3$	1200,0	540,7
3.	Сухий залишок	$мг/дм^3$	40800	4800
4.	Нітрати (NO_3)	$мг/дм^3$	<0,5	1,59
5.	pH		8,19	12,39
6.	Жосткість	мг-екв/$дм^3$	110,0	0,4
7.	Кальцій	$мг/дм^3$	823,0	6,02
8.	Магній	$мг/дм^3$	840,62	1,22

Тривалість відстоювання – 1 година.
Об`єм освітленої води – 910,0 $см^3$.
Об`єм розсолу – 120 $см^3$.

Аналіз отриманих результатів показав, що при добавках ЕГТ у шахтну воду, вміст солі знижується за рахунок нейтралізації і перекладу, розчинних у воді солей кальцію і магнію в нерозчинний стан і випадіння їх в осад. Ступінь очищення води становить 90 – 99%.

В результаті проведених досліджень визначено оптимальну кількість ЕГТ для очищення води від солей до необхідного санітарними нормами значення.

Література:

1 – Дерев`янко В.М., «Зниження концентрації забруднюючих речовин шахтних вод кривбасу», / Дерев`янко В.М., Щербак О.С., Нагорна О.К., Нестерова О.В. // Строительство, материаловедение, машиностроение: Стародубовские чтения – 2018 – С. 134-139.

СУЧАСНІ МЕТОДИ ПЕРЕРОБКИ ПОЛІМЕРНИХ ВІДХОДІВ, ЩО ЗАБРУДНЮЮТЬ АКВАТОРІЮ ЧОРНОГО МОРЯ

В.І. Унрод [1], Ю.В. Олейнік [2], О.О. Григор [3], Б.С. Райков [4], М.С.Мальований [5], В.М.Жук [5], О.В.Муха [5]

[1] Українська технологічна академія, м. Київ
[2] Український науковий центр екології моря, м. Одеса
[3] Черкаський державний технологічний університет, м. Черкаси
[4] Черкаське обласне об'єднання Федерації роботодавців України
[5] Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів

MODERN METHODS OF PROCESSING THE POLYMERIC WASTE, WHICH POLLUTE THE AQUATORY OF THE BLACK SEA

V.I. Unrod [1], Y.V. Oleynik [2], O.O. Grygor [3], B.S. Raikov [4], M.S.Malovanyy [5], V.M.Zhuk [5], O.V.Mukha [5]

[1] Ukrainian Academy of Technology, Kyiv
[2] Ukrainian Scientific Centre of the Sea Ecology, Odesa
[3] Cherkasy State Technological University, Cherkasy
[4] Cherkasy Regional Association of the Federation of Employers of Ukraine, Cherkasy
[5] Lviv Polytechnic National University, Lviv

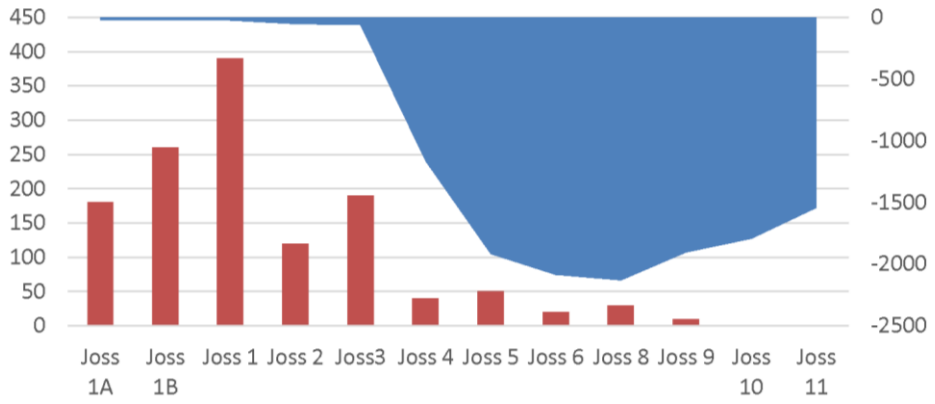
Environmental pollution by plastic waste is a global interdisciplinary scientific problem. The paper presents the results of a field study of the content of microplastic contaminants in the bottom sediments of the Black Sea, performed in the framework of the international project EMBLAS. The maximum content of microplastics (390 pieces per kg) was found on the north-western shelf, near the deltas of large rivers, such as Danube and Dnipro. The composition of microplastic contaminants was determined using the infrared spectrometry. The results of research of the decomposition of experimental samples of polymers using the ammonolysis process are presented.

Останні десятиліття все гостріше постає глобальна екологічна проблема полімерного забруднення акваторії океанів, морів та річок [1−9]. Світове виробництво полімерів у 2017 р. перевищило 300 млн. т / рік, причому утилізується лише близько 60% полімерних відходів [10]. Відходи пластику несуть загрозу не тільки забруднюючи суходіл на звалищах, але й значно погіршують екосистему в цілому. Наявність пластикового сміття визнане загрозою для морської фауни згідно з Рамковою директивою Європейської морської стратегії, Регіональними морськими конвенціями та іншими міжнародними положеннями. Слід відзначити, що забруднення довкілля пластиковими відходами є не лише актуальною науковою проблемою для екологів, токсикологів, хіміків та біологів, але й важливою загрозою для реалізації концепції сталого розвитку людства у міжнародному масштабі.

Проблема переробки полімерних відходів для України підтверджується дослідженнями, проведеними в рамках проекту EMBLAS [11, 12]. Під час морських експедицій проводився моніторинг вмісту мікропластику (МП) в донних відкладах. Середня кількість предметів у пробах донних відкладень, ідентифікованих як пластик, складає 107,5 шт. / кг. Максимальний вміст МП (390 шт. / кг) виявлено на північно-західному шельфі, в зоні витоку крупних річок, таких як Дунай та Дніпро. На рис. 1 наведено розподіл виявленого МП залежно від глибини відбору проби донних відкладень.

Річковий стік є одним із основних забрудників Чорного моря, причому найбільший вклад вносить Дунай: 80% загального стоку, 4,2 тонни пластику на добу або 1533 тонн щорічно [13, 14]. Багаторічні дослідження вказують на те, що екологічні проблеми Черного моря найбільш гострі в прибережних та шельфових водах (State of the Black Sea Environment, 2002).

Були визначені різні типи пластику: поліетилен та поліпропілен (ПЕ / ПП), поліамід (нейлон), акрилати / ПЕ-акрилати, віскоза, полівінілхлорид (ПВХ). Відносний вміст кожного типу МП у середньому становить: ПЕ / ПП − 44 %, поліамід − 32 %, акрилати та співполімери поліетилен-акрилат − 13 %, віскоза −



4 %, ПВХ − 5 %, неідентифіковані полімери − 2 %. Для прикладу на рис. 2 представлено аналіз зразка з темно-синім волокном товщиною близько 30 мкм та протяжністю більше 700 мкм в полі зору мікроскопу.

■ одиниць МП / кг (шкала зліва) ■ Глибина, м (шкала справа)

Рисунок 1 − Вміст МП у відкладах залежно від глибини відбору проб [11, 12]

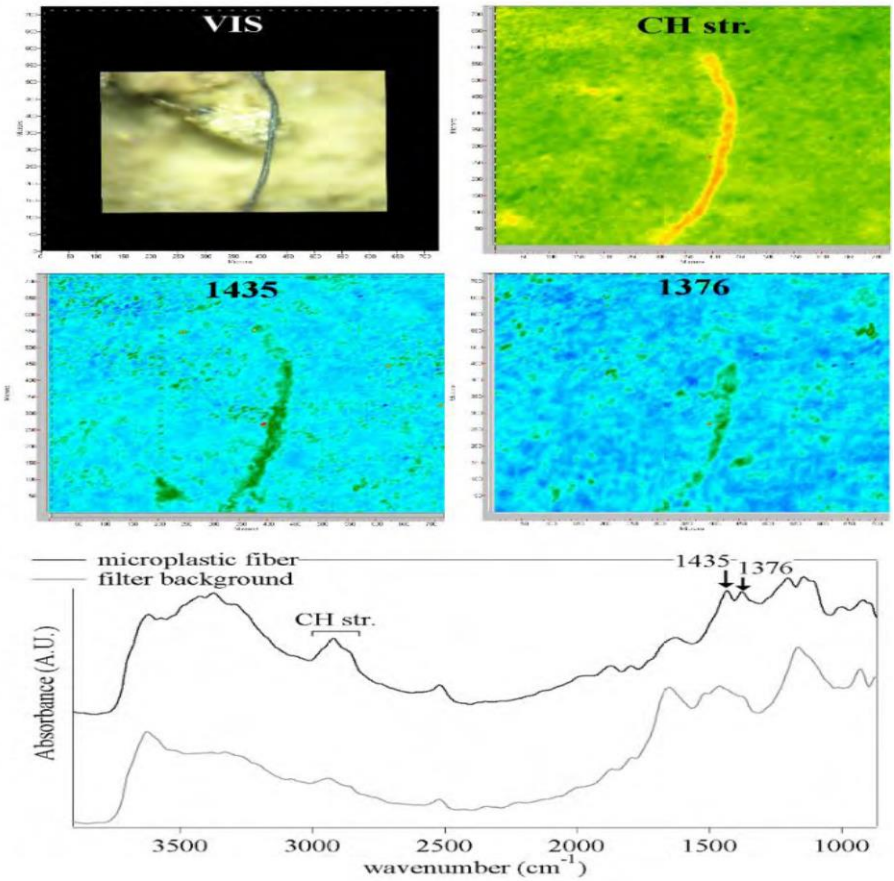


Рисунок 2 – Фото та спектрограма МП, отримана на ІЧ спектрометрі

Спектри, зібрані з волокна (рис. 2), вказують на підвищене поглинання порівняно з спектрами фільтру в діапазоні 3000−2800 см$^{-1}$ (група CH), при 1435 см$^{-1}$ (група CH_2), при 1376 см$^{-1}$ (група CH_3), а також між 3540 см$^{-1}$ і 3120 см$^{-1}$ (група OH). На поверхні волокна не виявлено спектрів, які належать іншим функціональним групам. Спектри груп CH, CH_2 і CH_3 були віднесені до

поліпропілену, спектр групи ОН (разом з вигином ОН з центром в 1640 см$^{-1}$) пояснено наявністю води, адсорбованої на волокні.

Загальною метою досліджень є вивчення процесу переробки відходів поліетилентерефталату (ПЕТФ) методом амонолізу, винаходу оптимальних параметрів процесу переробки та дослідження отриманих продуктів переробки як екологічно безпечних, або з метою їх повторного застосування в модифікації нових полімерних композицій

На поточному етапі досліджень були виконані попередні експерименти з різною витримкою зразків при різних заданих параметрах, а також досліджено ступінь розкладання експериментальних зразків полімерів. Експерименти виконано на установці прискореної екстракції з використанням розчинника фірми FMS (PLE) (рис. 3). На рис. 4 наведені тренди температури та тиску в ході експерименту до повного розкладання зразка.

Рисунок 3 – Система прискореної екстракції розчинником (реакційна комірка об’ємом 50 мл)

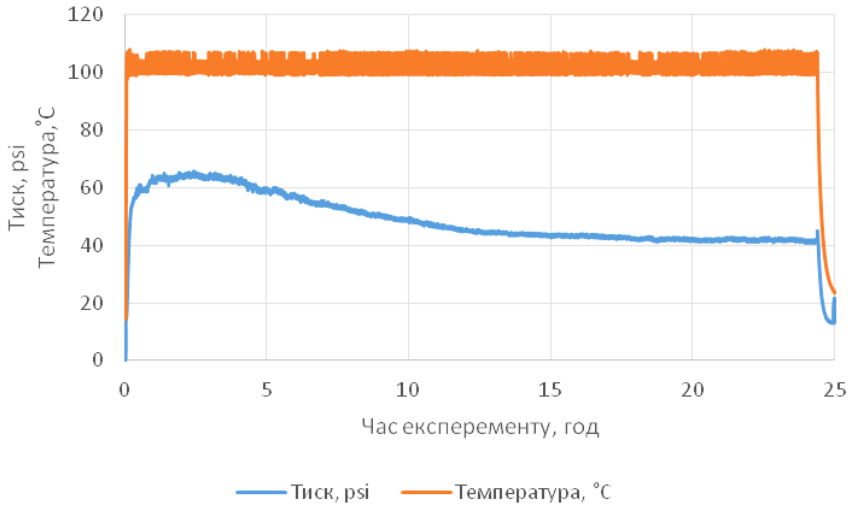


Рисунок 4 – Тренди тиску та температури в процесі амонолізу тривалістю 25 годин

Література

1. *Rilling M. C. Microplastic in terrestrial ecosystems and the soil // Environ. Sci. Technol. 2012. V. 46. P. 6453-6454.*
2. *Wright S. L., Thompson R. C., Galloway T. S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review // Environ. Pollut. 2013. V. 178. P. 483–492.*

3. *Koelmans A. A. ET&C perspectives // Environ. Toxicol. Chem. 2014. V. 33. P. 5−10.*
4. *Eriksen M., Lebreton L. C. M., Carson H. S., Thiel M., Moore C. J., Borerro J. C., et al. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea // PLoS ONE. 2014. 9(12): e111913. doi:10.1371/journal.pone.0111913.*
5. *Velis C.A. Global recycling markets - plastic waste: A story for one player – China // Report prepared by FUELogy and formatted by D-waste on behalf of International Solid Waste Association − Globalisation and Waste Management Task Force. ISWA. Vienna. September 2014. 2014. 66 pp.*
6. *Marine Anthropogenic Litter (2015) M. Bergmann, L. Gutow, M. Klages (Eds.). Springer. 447 p. ISBN 978-3-319-16509-7 ISBN 978-3-319-16510-3 (eBook) DOI 10.1007/978-3-319-16510-3*
7. *Plastics Europe 2014* http://www.plastval.pt/conteudos/File/Publicacoes *Plastics%20-%20the%20Facts%202014.pdf (accessed 29 June 2015).*
8. *Jambeck J. R., Geyer R., Wilcox C., Siegler T. R., Perryman M., Andrady A., Narayan R., Law K.L. Plastic waste inputs from land into the ocean // Science. 2015. V. 347 (6223). P.768−771. DOI:10.1126/science.1260352.*
9. *Rocha-Santos T., Duarte A. C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment // TrAC Trends in Analytical Chemistry. 2015. V. 65. P. 47−53.*
10. *Upendra Bhatt. Recycling & Managing the Plastic Waste // Conference on Recycling & Managing the Plastic Waste. ASSOCHAM May 30, 2015. New Delhi. 11 p.*
11. *National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016 // Final Scientific Report, December 2017, 479 p.*
12. *National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2017 // Draft Final Scientific Report, November 2018, 573 p.*
13. *Slobodnik J., Alexandrov B., Komorin V., Mikaelyan A., Guchmanidze A., Arabidze M., Korshenko A., Moncheva S. (eds.) National Pilot Monitoring Studies and Joint Open Sea Surveys in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016 Final Scientific Report, EU/ UNDP Regional Bureau for Europe and the CIS Project: Improving Environmental Monitoring in the Black Sea - Phase II (EMBLAS-II), ENPI/2013/313-169, December 2017.*
14. *Lechner A., Keckeis H., Lumesberger-Loisl F., Zens B., Krusch R., Tritthart M., Glas M., Schludermann E., 2014. The Danube so colourful: a potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. Environ. Pollut. 188, 177e181. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006.*
15. *Унрод В.И. Введение в науку о наноматериалах и нанотехнологиях. − Черкаси. – ЧДТУ, 2013. – 250 с.*

TYPY FUNKCJONALNE GMIN A POZIOM INFRASTRUKTURY WODOCIĄGOWEJ

Mateusz Ćwikła
Uniwersytet Pedagogiczny im. KEN w Krakowie

ФУНКЦІОНАЛЬНІ ТИПИ ГМІН ТА РІВЕНЬ ВОДОГІННОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ

Матеуш Цвікла
Педагогічний Університет ім. KEN у Кракові

Rozwój społeczno-gospodarczy danego regionu jest w znacznym stopniu uwarunkowany istniejącą infrastrukturą techniczną. Tam, gdzie jest ona dobrze rozwinięta przyciąga w większym stopniu inwestorów, gdyż mają miejsce powiązania pomiędzy zróżnicowanymi formami działalności o charakterze gospodarczym, funkcjonalnym, informacyjnym czy organizacyjnym. Podstawowym i bardzo ważnym czynnikiem infrastrukturalnym, który decyduje o warunkach życia i pracy ludności

wiejskiej jest zaopatrzenie w wodę za pomocą sieci wodociągowych. Najdroższym i największym elementem tego systemu są rozdzielcze sieci wodociągowe, których eksploatacja ze względu na wyzwania ekonomiczne, techniczne oraz organizacyjne stanowi duże wyzwanie dla przedsiębiorstw wodociągowych (Kozłowski, 2012).

Typologia strukturalna umożliwia pogrupowanie obszarów wiejskich ze względu na cechy społeczno-ekonomiczne. W tej koncepcji istotne są wiodące funkcje gospodarcze, którym to przyporządkowuje się odpowiedni typ funkcjonalny. Typologia funkcjonalna wsyntetyczny sposób ujmuje przeważające sektory działalności gospodarczej wstrukturze społeczno-gospodarczej na danym terenie. Sposób ich wyznaczania oparty jest na zbiorze cech diagnostycznych, które charakteryzują różne elementy w strukturze przestrzennej jednostki odniesienia.Znaczna liczba cech pozwala teoretycznie na stworzenie kilkudziesięciu typów funkcjonalnych, jednak ze względów praktycznych uwzględnia się jedynie ich kilka (Bański, 2014).

Struktura funkcjonalna jest aspektem uwzględniającym rzeczywistość w wielu wymiarach. Warunkuje ona nie tylko rozwój lokalny, ale wykazuje też zależności w stosunku do pozostałych dziedzin życia społeczno-gospodarczego. Ważnym rezultatem poznawczym niniejszej pracy jest opracowanie autorskiej metody identyfikacji struktury funkcjonalnej gmin (w nawiązaniu do koncepcji Bańskiego, 2010), którą zastosowano do pogrupowania gmin w województwie świętokrzyskim ze względu na szereg cech diagnostycznych o charakterze społecznym, finansowo-gospodarczym oraz przestrzenno-infrastrukturalnym. W efekcie przeprowadzonej procedury badawczej wyróżniono następujące typy funkcjonalne: miejskie, turystyczno-uzdrowiskowe, turystyczno-rekreacyjne, rolniczo-sadownicze, rolniczo-nieprodukcyjne, rolniczo-produkcyjne oraz wielofunkcyjne.

W ostatnich latach zauważa się, że sieć wodociągowa zatrzymała się na pewnym poziomie pomimo występujących dalszych potrzeb ilościowych. Oznaczać to może, że przy istniejącej sieci osadniczej oraz finansach, jakimi dysponują gminy nie jest już możliwe dalsze zwiększanie długości sieci wodociągowej. Jednocześnie należy rozumieć, że osiągnięty przez gminy określony poziom zwodociągowania jest zadowalającyi pozwalający zaspokoić potrzeby mieszkańców (Sierak, 2017). Ze względu na różne wielkości gmin, rodzaj zabudowy oraz uwarunkowania środowiskowe sam wskaźnikdługości sieci wodociągowej nie pozwala jednoznacznie określić i porównać stopnia rozwoju tego elementu infrastruktury. W tym celu lepszym miernikiem będzie określona w procentach liczba ludności, która korzysta z sieci wodociągowej.

Najwyższe wskaźniki w zakresie infrastruktury wodociągowej występują głównie w miastach, gminach aglomeracyjnych, w tym w obszarach o charakterze turystycznym. Tereny słabiej zaludnione o charakterze rolniczym cechują się ograniczonym tempem rozwoju sieci wodociągowej, co jest spowodowane przede wszystkim koniecznością ponoszenia dużych nakładów finansowych, często przewyższające możliwości finansowe budżetów gmin (tab. 1).

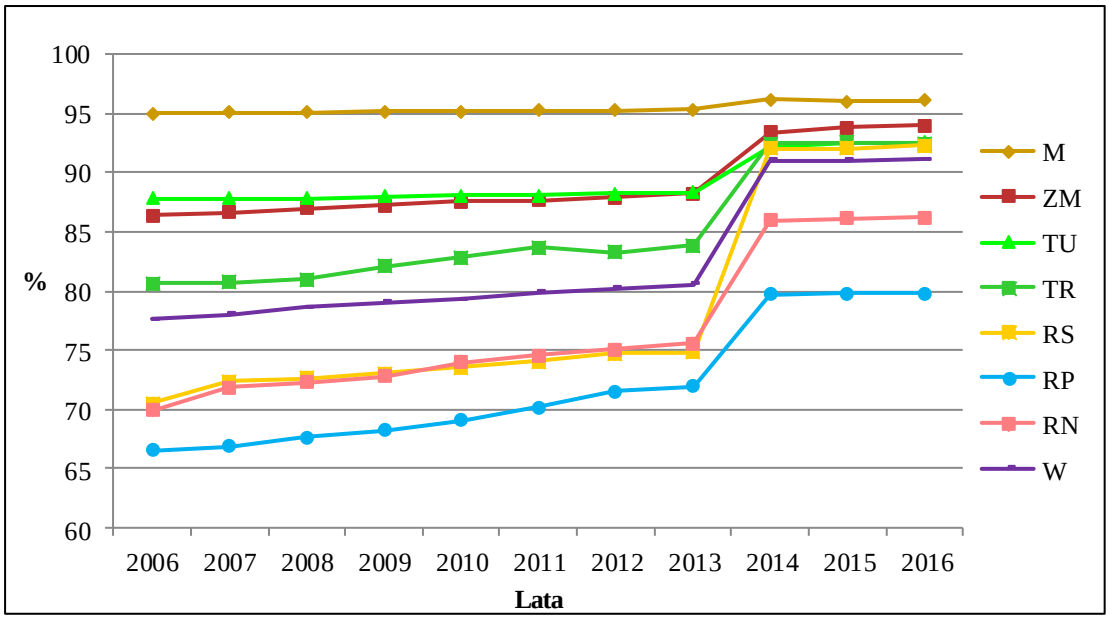
Tab. 1. Zestawienie średniej procentowej liczby ludności orzystającejz sieci wodociągowej według typów funkcjonalnych

Typ	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**
M	95,03	95,05	95,10	95,14	95,18	95,21	95,27	95,33	96,15	96,00	96,05
ZM	86,38	86,64	87,00	87,22	87,52	87,64	87,87	88,21	93,41	93,81	93,95
TU	87,78	87,83	87,84	88,00	88,07	88,08	88,25	88,31	92,14	92,45	92,51
TR	80,60	80,75	80,94	82,08	82,84	83,64	83,26	83,87	92,45	92,52	92,49
RS	70,50	72,33	72,62	73,03	73,54	74,01	74,72	74,83	92,04	92,03	92,26
RP	66,51	66,85	67,64	68,18	69,10	70,17	71,48	71,95	79,69	79,79	79,82
RN	69,95	71,88	72,30	72,79	73,99	74,58	75,05	75,58	85,98	86,14	86,24
W	77,56	78,02	78,62	79,01	79,28	79,90	80,17	80,57	91,04	91,02	91,10

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, stan na 31.12.2016.

Występujące w poszczególnych typach funkcjonalnych dysproporcje w wyposażeniuw infrastrukturę wodociągową, uległy zniwelowaniu zwłaszcza w latach

2014-2016, coobrazuje analiza zjawiska w czasie (ryc. 1).



Ryc. 1. Graficzna interpretacja średniej procentowej liczby ludności korzystającejz sieci wodociągowej według typów funkcjonalnych
Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, stan na 31.12.2016.

Należy zwrócić uwagę, że właśnie w tym okresie ruszył Program Infrastruktura i Środowisko 2014-2020, który to wspiera gospodarkę efektywnie korzystającą z zasobów i przyjazną środowisku oraz sprzyjającą spójności terytorialnej i społecznej. Środki unijne na krajowy POIiŚ 2014-2020 pochodzą z Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego (EFRR) oraz z Funduszu Spójności. To właśnie w niniejszym programie w ramach priorytetu II (FS) Ochrona środowiska, wtym adaptacja do zmian klimatu, przeznaczone są fundusze na rozwój infrastruktury środowiskowej, m.in. na: siećwodociągową i kanalizacyjną, oczyszczalnie ścieków (Program Operacyjny Infrastrukturai Środowisko 2014-2020, 2014).

Pierwsza weryfikowana hipoteza w rozprawie brzmi następująco: *Istnieje związek między typem funkcjonalnym danej gminy a poziomem infrastruktury wodociągowej. Obszary o charakterze zróżnicowanym-miejskim cechują się wyższym współczynnikiem takiego zagospodarowania w stosunku do obszarów o charakterze turystyczno-uzdrowiskowym i turystyczno-rekreacyjnym*. Sprawdzenie hipotezy dokonano w oparciu o 2016 r. czyli najnowsze dane, które obejmują zakres analiz w pracy. Ze względu na małą liczebność niektórych typów funkcjonalnych, do celów statystycznych konieczne okazało się zawężenie ich ilości – połączenie niektórych zbliżonych obszarów. Liczebność danej grupy badawczej ma bardzo ważne znaczenie, gdyż od tego zależy to czy otrzymany wynik będzie istotny pod względem statystycznym czy też nie. W przypadku weryfikacji tej hipotezy zbadano zależność pomiędzy siedmioma typami zróżnicowanymi-miejskimi(ZM), a ośmioma typami obszarów o charakterze turystycznym (T), powstałymi zezgeneralizowania dwóch typów funkcjonalnych (TU oraz TR). Dodatkowo w jeden typpołączono obszary o charakterze rolniczo-sadowniczym (RS) z obszarami rolniczo-produkcyjnymi (RP), tworząc typ rolniczo-usługowy (RU).

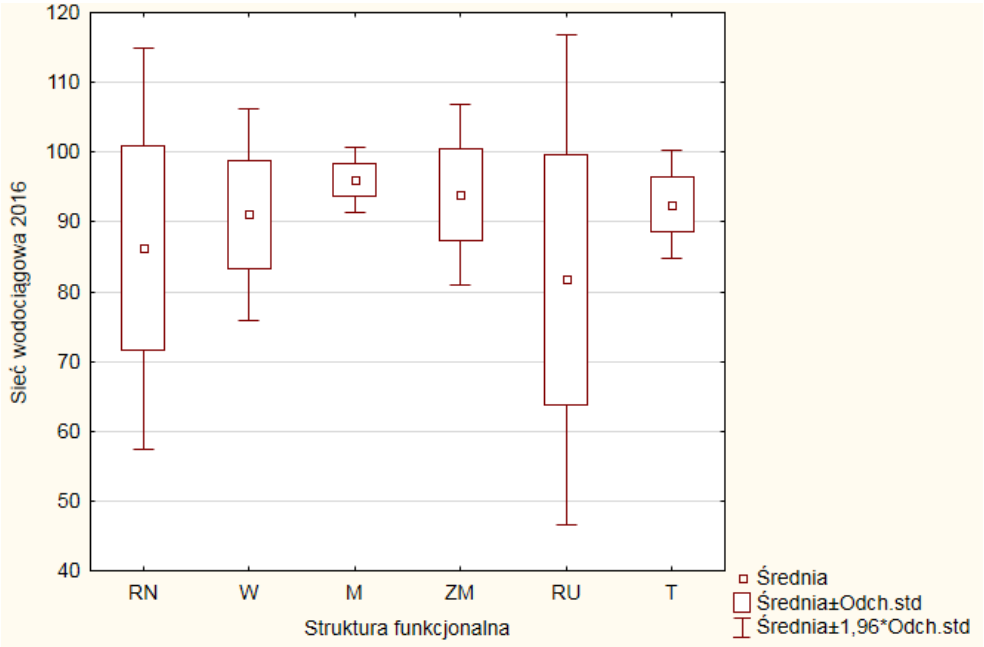
Podczas weryfikacji hipotez każdorazowo na etapie wnioskowania statystycznego oraz przy wyborze testu dokonywano kilku czynności. Należy do nich zaliczyć: określenie podstawowych parametrów statystycznych (tab. 2), eksplorację danych, sprawdzenie normalności rozkładu, sformułowanie hipotezy zerowej oraz alternatywnej, określenie poziomu istotności α dla testu statystycznego, określenie rozkładu częstości danej zmiennej, przyjęcie lub odrzucenie hipotezy zerowej i alternatywnej.

Tab.2. Statystyki opisowe dla sieci wodociągowejw poszczególnych typach funkcjonalnych

Typ	Wielkość próby	Średnia	Mediana	Minimum	Maksimum	Wariancja	Odchylenie standardowe	Skośność
	5	96,05	96,53	92,15	98,72	5,78	2,40	-1,19
RN	30	86,24	89,68	27,04	99,98	215,18	14,67	-2,54
RU	26	81,73	86,09	21,65	99,90	319,44	17,87	-2,11
T	9	92,49	92,16	88,20	99,90	15,53	3,94	0,94
W	25	91,10	90,88	75,73	99,97	59,80	7,73	-0,39
ZM	7	93,95	96,67	81,18	99,35	43,71	6,61	-1,49

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych GUS, stan na 31.12.2016.

Średnie procentowe liczby ludności korzystającej z sieci wodociągowej pokazują, że istnieją pewne różnice w obrębie różnych struktur funkcjonalnych. Największy przeciętny wskaźnik 96% występuje dla obszarów o charakterze miejskim, a najmniejszy zaś dla rolniczo-produkcyjnych i rolniczo-sadowniczych. Odwrotnie jest z odchyleniem standardowym, gdzie najmniejsza wartość występuje dla obszarów miejskich (małe zróżnicowanie), a największa dla obszarów rolniczych (duże zróżnicowanie). Prawie wszystkie rozkłady charakteryzują się lewostronną asymetrią, ponieważ współczynniki asymetrii (skośność) są dla nich ujemne. Na wykresach pudełkowych zilustrowano różnice przedstawione w tabelach ze statystykami opisowymi (ryc. 2).



Ryc. 2. Wykres pudełkowy dla sieci wodociągowejwzględem typów funkcjonalnych w 2016 r.
Źródło: opracowanie własne.

Z wykresu pudełkowego możemy odczytać pięć ważnych dla tego typu elementów, do których zalicza się: pierwszy kwartyl, drugi kwartyl lub mediana, trzeci kwartyl oraz minimalne i maksymalne wartości w obrębie danej cechy. Wykres ten nazywany jest inaczej skrzynkowym lub ramka-wąsy, a jego interpretacja pozwala odpowiedzieć na pytania związane z: asymetrią zbioru danych, rozproszeniem obserwacji czy oddaleniem od mediany wartości minimalnych i maksymalnych (Keya, Rahmatullah, 2016).

W celu sprawdzenia hipotezy mówiącej o zależności między typem funkcjonalnym danej gminy, a poziomem infrastruktury wodociągowej na początku sprawdzono normalność rozkładów testem Shapiro-Wilka. Hipotezy do tego testu brzmią następująco:

H0: Rozkład sieci wodociągowej dla danej struktury jest zgodny z rozkładem

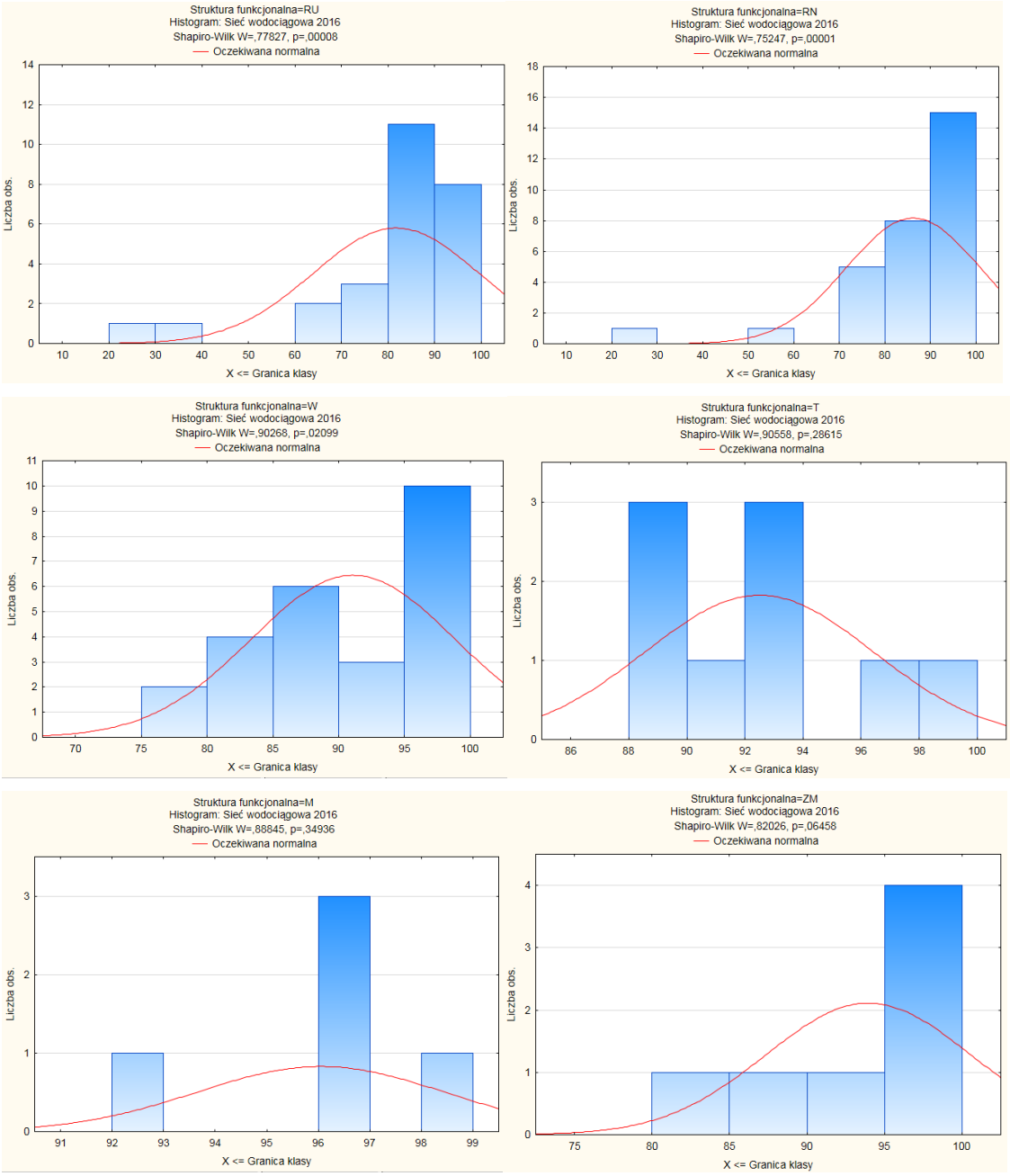
normalnym.

H1: Rozkład sieci wodociągowej dla danej struktury nie jest zgodny z rozkładem normalnym.

W hipotezie dotyczącej infrastruktury wodociągowej, jak i w pozostałych przypadkach poziom istotności przyjęto na poziomie $\alpha = 0{,}05$, a wyniki testów interpretowano według następującej zasady:

- jeżeli $p \leq \alpha$ => odrzucamy H0 przyjmując H1,
- jeżeli $p > \alpha$ => nie ma podstaw odrzucić H0.

Na ryc. 3 znajdują się histogramy oraz wyniki testów.



Ryc. 3. Histogramy dla sieci wodociągowej w poszczególnych typach funkcjonalnych

Źródło: opracowanie własne.

Dla obszarów RU, RN oraz W wartości p dla testów są mniejsze od przyjętego poziomu istotności $\alpha = 0{,}05$, co powoduje odrzucenie H0 o tym, że rozkład jest zgodny z normalnym na rzecz H1. To zadecydowało o wybraniu nieparametrycznego

odpowiednika jednoczynnikowej analizy wariancji ANOVY, czyli testu Kruskala-Wallisa (tab. 4). Założeniem ANOVA jest zgodność rozkładów z rozkładem normalnym, niestety to założenie nie zostało spełnione (Jóźwiak, Podgórski, 2006). Hipotezy dla testu:

H0: Nie ma różnic w rozkładzie wskaźników sieci wodociągowej dla różnych obszarów sieci wodociągowej.

H1: Rozkład wskaźników sieci wodociągowej różni się w co najmniej dwóch obszarach.

Tab. 4. Test ANOVA rang Kruskala-Wallisa dla zmiennej sieci wodociągowej dla 2016 r.

ур	Zmienna niezależna (grupująca): Struktura funkcjonalna Test Kruskala-Wallisa: H (5, N = 102) = 12,9076 p = 0,0243			
	Kod	Liczba obserwacji	Suma Rang	Średnia Ranga
N	2	30	1427	47,57
	3	25	1447	57,88
	6	5	374	74,80
M	7	7	471	67,29
U	9	26	991	38,12
	10	9	543	60,33

Źródło: opracowanie własne.

Wynik testu wskazuje, że rozkład sieci wodociągowej różni się w co najmniej dwóch obszarach na poziomie istotności $\alpha = 0,05$ ($p = 0,0243 < \alpha$). Typ funkcjonalny gminy istotnie różnicuje poziom infrastruktury sieci wodociągowej.

Następnie została zbadana hipoteza o tym, że istnieje różnica pomiędzy współczynnikiem zagospodarowania dla obszarów o charakterze zróżnicowanym-miejskim w stosunku do obszarów o charakterze turystyczno-uzdrowiskowym i turystyczno-rekreacyjnym. W tym celu wybrany został test U Manna-Whitneya (tab. 5). Założenia hipotezy brzmią następująco:

H0: Nie ma różnicy w rozkładzie poziomu zagospodarowania sieci wodociągowej dla obszarów o charakterze ZM w odniesieniu do obszarów o charakterze T.

H1: Istnieje różnica w rozkładzie poziomu zagospodarowania sieci wodociągowej dla obszarów o charakterze ZM w odniesieniu do obszarów o charakterze T.

Tab. 5. Test U Manna-Whitneya (z poprawką na ciągłość) dla zmiennej sieci wodociągowej w 2016 r.

Względem zmiennej: Struktura funkcjonalna Zaznaczone wyniki są istotne z p < 0,05000									
S um.rang T	S um.rang ZM				Z popraw.		1 ważn. T	1 ważn. ZM	2 *1 str. dokł. p
6 8	6 8	3	0,85	,40	- 0,85	,40	,00	,00	0, 41

Źródło: opracowanie własne.

Wynik testu nie potwierdza hipotezy o istnieniu różnic między tymi obszarami, ponieważ wartość $p = 0,40$ jest większa od poziomu istotności $\alpha = 0,05$ (nie ma podstaw do odrzucenia H0). Można stwierdzić, że obszary o charakterze ZM i T cechują się podobnym rozkładem poziomu zagospodarowania sieci wodociągowej.

Znacząca rola jednostek samorządu terytorialnego sprawia, że do głównych zadań władz lokalnych należy zapewnienie podstawowych dóbr takich, jak

infrastruktura techniczna. Jak wynika z przeprowadzonych badań typ funkcjonalny gminy istotnie różnicuje poziom infrastruktury sieci wodociągowej. Odrzucona natomiast została hipoteza wskazująca na istnienie różnic pomiędzy współczynnikiem zagospodarowania w obszarach o charakterze zróżnicowanym-miejskim w stosunku do obszarów o charakterze turystycznym. W toku analiz udowodniono, że gminy ZM i T cechują się podobnym rozkładem poziomu zagospodarowania sieci wodociągowej.

Literatura

Bański J., 2014, *Współczesne typologie obszarów wiejskich w Polsce – przegląd podejść metodologicznych*, Przegląd Geograficzny, IGiPZ PAN, Warszawa, t. 86, z. 4, s. 441-470.

Jóźwiak J., Podgórski J., 2006, *Statystyka od podstaw*, Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, wyd. 6, Warszawa, ss. 512.

Keya R., D., Rahmatullah I., 2016, *A Brief Review of Tests for Normality*, American Journal of Theoretical and Applied Statistics, vol. 5, no. 1, pp. 5-12.

Kozłowski W., 2012, *Zarządzanie gminnymi inwestycjami infrastrukturalnymi*, Wydawnictwo Difin, Warszawa, ss. 174.

Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko 2014-2020, Ministerstwo Infrastruktury i Rozwoju, 2014, pobrane z: https://www.pois.gov.pl/media/1238/ POIS_2014_ 2020_13022015.pdf, [dostęp z dnia 10 czerwiec 2020 r.]

Sierak J., 2017, Rozwój i przestrzenne zróżnicowanie upowszechnienia infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej w Polsce w latach 1995-2014, Nierówności Społeczne a Wzrost Gospodarczy, Rzeszów, t.1, nr 49, s. 302-321.

ПРОПУСКНА ЗДАТНІСТЬ ВИХІДНОЇ ЦИЛІНДРИЧНОЇ НАСАДКИ З БІЧНИМ ВХОДОМ ЗАЛЕЖНО ВІД КУТА ПІДВЕДЕННЯ СТРУМЕНЯ

В. В. Чернюк[1, 2], С. В. Андреюк[3], І. В. Бігун[1], В. Є. Фасуляк[1]

[1]Національний університет "Львівська політехніка", Україна;
[2]Katolicky Uniwersytet Lubelsky Jana Pawła II, Polska;
[3]Брестський державний технічний університет, Білорусь, м. Брест

THROUGHPUT CAPACITY OF CYLINDRICAL OUTFLOW NOZZLES WITH LATERAL INPUT DEPENDING ON THE ANGLE OF INFLOW

V. V. Cherniuk[1, 2], S. Ye. Andreyuk[3], I. V. Bihun, V. Ye. Fasulak

[1]Lviv Polytechnic National University, Ukraine,
[2]Catholics University of Lublin named after John Paul II, Poland
[3]BreststatetechnicalUniversity, Belarus, Brest

The throughput capacity of installed in a pressure distributive pipeline nozzles is investigated. It has been found that the value of the coefficient μ of flow rate of the nozzles essentially depends on theangle of inflow to the nozzles, on Reynolds'criterion, and on the ratio of the cross-sectionarea of the nozzle to the cross-section of the distributive pipeline.

Key words: cylindrical outlet nozzles with lateral inflow; coefficient of flow rate of outflow nozzle

Вступ. Вихідні насади застосовують у напірних[1] розподільних трубопроводах (РТ) з дискретною шляховою роздачою рідини. РТ широко застосовуються у

[1] Напірними називають потоки рідин, оточені з усіх боків твердими стінками.

водопостачанні, водовідведенні, іригації, енергетиці [1], сільськогосподарській авіації (рис. 1) й інших технічних системах [2, с. 251-253]. При роботі РТ реалізується нерівномірна роздача рідини. У довгому РТ з постійними геометричними характеристиками найбільша віддача рідини крізь один отвір спостерігається на початку трубопроводу. Вздовж потоку вона спадає. Зменшення нерівномірності шляхової роздачі рідини досягають збільшенням у напрямку потоку діаметрів отворів у стінці РТ [3], скороченням відстані між ними, зменшенням діаметра трубопроводу, зміною конструкції випускних пристроїв [4-6]. Нами [7] запропоновано застосовувати для регулювання шляхової роздачі рідини з напірних РТ вихідні циліндричні насадки з бічним входом струменя, вмонтовані у стінці трубопроводу з можливістю повороту відносно їхньої поздовжньої осі.

Мета роботи – обрахувати значення коефіцієнта витрати μ вихідних циліндричних насадок з бічним входом, встановлених в РТ, залежно від кута β між напрямами течії основного потоку в РТ і струменя, котрий входить у насадку.

Рис. 1. Напірний розподільний трубопровід у сільськогосподарській авіації (Cessna 188 AGWagon, Нова Зеландія; світлину взято з сайту: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Cessna188AGWagonZKCSE.jpg)

Постановка експерименту. Застосовано стенд з самопливною подачею води на досліджувані насади (рис. 2).

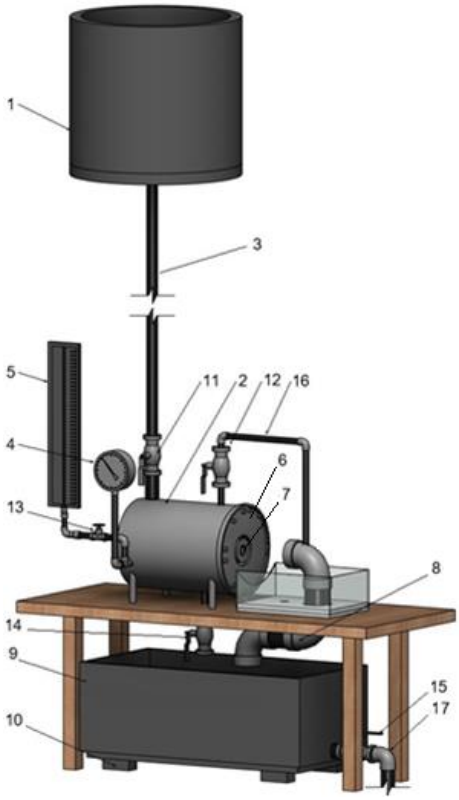


Рис. 2. Схема експериментального стенду: 1 – резервуар з водою; 2 – напірний бак з фрагментом досліджуваного РТ всередині; 3 – з'єднувальний трубопровід; 4 – манометр; 5 – п'єзометр; 6 – передня основа бака 2; 7 – струмінь, який витікає крізь досліджувану насадку; 8 – водовідвідна труба; 9 - водоприймальний бак; 10 - електронна вага; 11-15 – вентилі; 16 – труба для випуску повітря з напірного бака 2; 17 – водовипуск

Експериментальний стенд забезпечував витікання води з досліджуваних насадок під дією напору, котрий змінювали в межах від 0,01 до 18.57 *м*. Напори, менші ніж 2.2 *м,* вимірювали п'єзометром, більші - манометром. Насадки монтувались на внутрішній стороні кришки передньої основи 6 напірного циліндричного бака 2 (див. рис. 2). Для відтворення умов роботи, таких як у розподільному трубопроводі, вхідний кінець насадки закріпляли у патрубку, котрий імітував РТ (рис. 3-рис. 5). Досліджено насадки з кутами β, рівними 0°; 45°; 90°; 135°; 180° та діаметрами РТ і насадок, вказаними в таблиці 1.

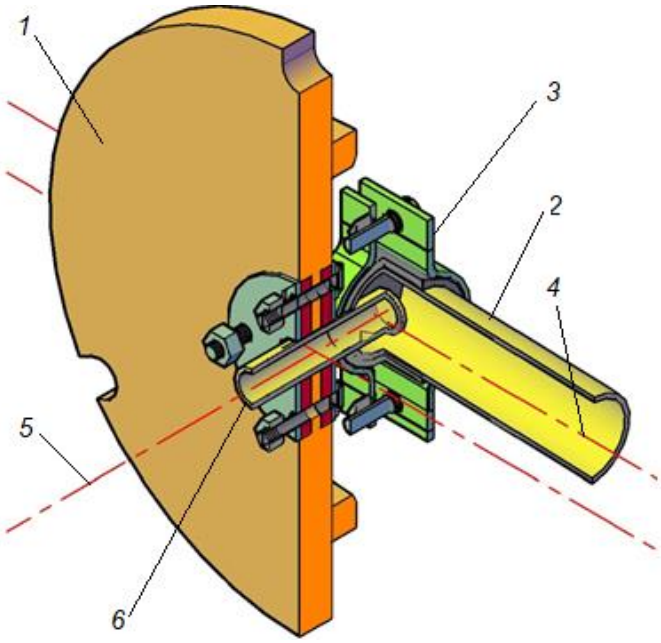


Рис. 3. Розріз вузла кріплення фрагмента РТ з досліджуваною насадкою: 1 – кришка передньої основи напірного бака; 2 – відрізок розподільного трубопроводу; 3 – елементи кріплення РТ; 4 – вісь РТ; 5 – вісь насадки; 6 - торцевий вихідний отвір насадки

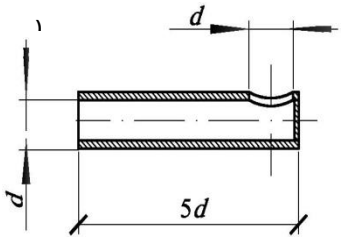


Рис. 4. Циліндричні насадки з ортогональним бічним входом: а – схема; б – загальний вигляд (в центрі фрагмент РТ зі змонтованою в ньому насадкою)

Таблиця 1. Геометричні характеристики досліджених насадок

Діаметри, *мм*		Відношення площ поперечних перерізів насадок і РТ $(d/D)^2$
розподільних трубопроводів, *D*	насадок, *d*	
20.18	6.01	0.0887
26.01	8.99	0.119
20.18	8.02	0.158
11.28	4.83	0.183
16.13	8.08	0.250

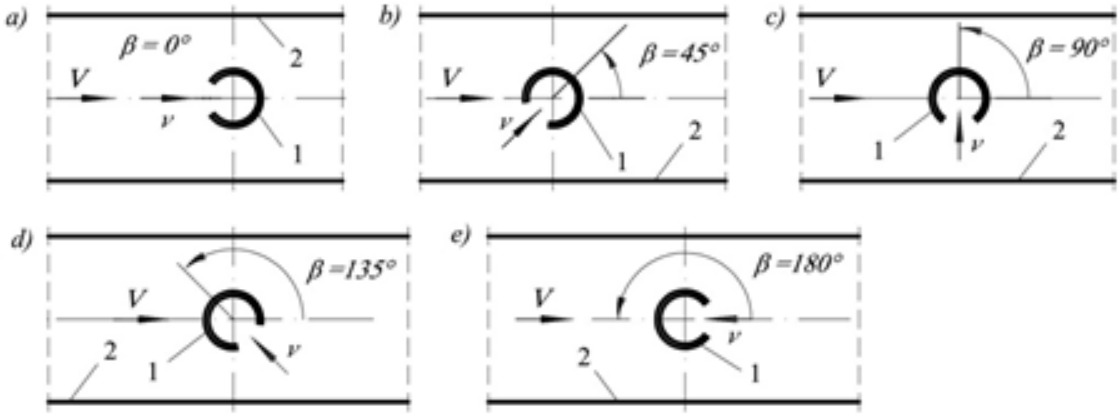


Рис. 5. Схеми відліку кута β: a - $\beta = 0^o$; b - 45°; c - 90°; d - 135°; e - 180°; 1 – насадка (поперечний розріз); 2 – стінка РТ; V – напрямок руху потоку в РТ; v – те саме, струменя, котрий входить у насадку із РТ

Результати експериментальних досліджень. Виявлено, що значення коефіцієнта витрати μ вихідних циліндричних насадок з бічним входом води істотно залежить від кута β, критерія Рейнольдса $\mathrm{Re}_d = vd/\nu$ (рис. 6, рис. 7) і від відношення площ $(d/D)^2$ (рис. 8). Найбільшу пропускну здатність насадок отримано при $\beta = 0^o$, найменшу – при $\beta = 90^o$ і $\beta = 135^o$, залежно від відношення площ $(d/D)^2$. Причиною найменших значень коефіцієнта μ при $\beta = 90^o$ і $\beta = 135^o$ є найбільша деформація струменя при його входженні у насадку у цих випадках. Зі збільшенням $(d/D)^2$ спостерігається тенденція до зменшення пропускної здатності насадок (рис. 8).

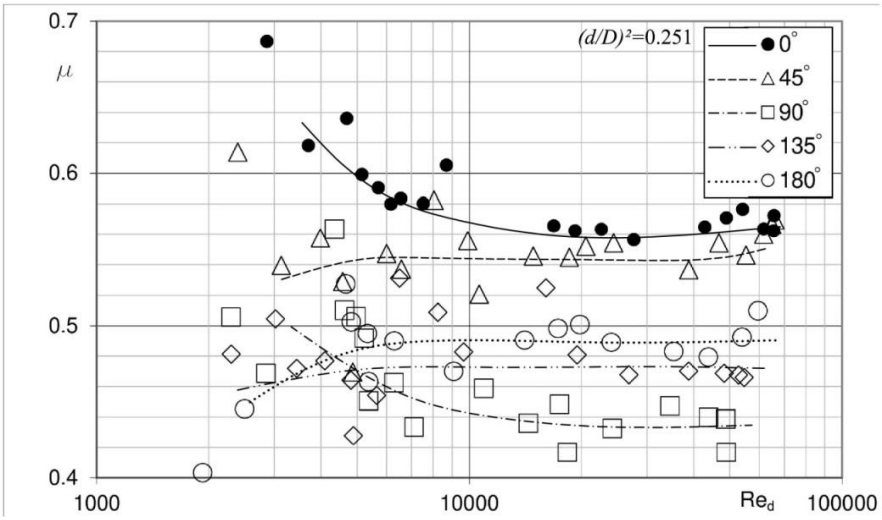


Рис. 6. Залежність $\mu = f(\mathrm{Re}, \beta)$ для циліндричних насадок при $(d/D)^2$ = 0,251; критерій Рейнольдса $\mathrm{Re}_d = vd/\nu$ обчислено для струменя води у вихідній насадці

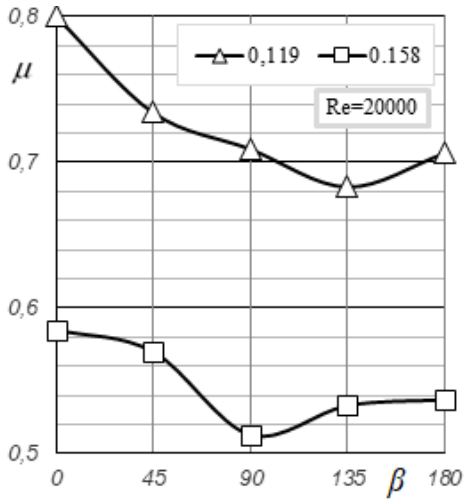


Рис. 7. Залежність коефіцієнта μ витрати насадок від кута β та відношення площ поперечних перерізів $(d/D)^2$ насадки та РТ для Re_d = 20000

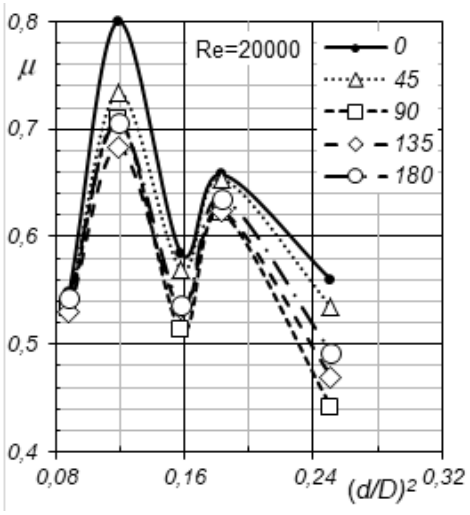


Рис. 8. Залежність коефіцієнта μ витрати насадок від відношень $(d/D)^2$ для Re_d = 20000 при різних значення кута β

Таблиця 2. Відносне змінювання коефіцієнта μ при $\mathrm{Re}_d = 10^4$ для кутів $\beta = 0^o$ і $\beta = 90^o$ при різних значеннях відношення $(d/D)^2$;
$\psi = \left[\left(\mu_{0^o} - \mu_{90^o}\right)\cdot 100\% / \mu_{0^o}\right]$

Відношення площ поперечних перерізів насадок і РТ, $(d/D)^2$	Коефіцієнти μ витрати насадок при кутах β		Відносна зміна ψ коефіцієнта μ, %
	0°	90°	
0.0887	0.552	0.540	2.17
0.119	0.811	0.738	9.00
0.158	0.605	0.529	12.6
0.183	0.634	0.606	4,42
0.251	0.570	0.444	22.1

Висновки. Експериментально встановлено залежність значення коефіцієнта μ витрати циліндричних насадок з бічним входом струменя, від кута β між напрямками руху потоку води в розподільному трубопроводі та струменя, котрий входить у насадку та від'єднується від РТ. Досліди проведено при різних значеннях відношення площ поперечного перерізу насадки і патрубка, у якому її монтували. Регулюванням значення кута β отримано змінювання значення коефіцієнта μ до 22.1 % лише для однієї насадки. Очікується, що для довгого РТ, котрий містить низку насадок, регулюванням значення кута β можна досягнути істотного зменшення нерівномірності шляхової роздачі рідини.

Список використаних літературних джерел

1. Чернюк В. В. Напірні розподільні трубопроводи в енергетиці / В. В. Чернюк, В. В. Іванів, І. В. Бігун // Нетрадиційні і поновлювані джерела енергії як альтернативні первинним джерелам в регіоні. Матеріали Х-ої міжнародн. наук.-практичн. конференц. (4-5 квітня, 2019 р.): Збірник наукових праць. – Львів: Національний університет "Львівська політехніка", 2019. – С. 62-67с.

2. Яхно О. М. Напірні потоки зі змінними характеристиками: монографія / О. М. Яхно, В. В. Чернюк , Р. М. Гнатів. – Львів: Видавництво Львівської політехніки, 2016. – 408 с.

3. Chen Andrev W. Systematic approaches for design of distribution manifolds having the same perport outflow / Chen Andrev W., Sparrow Ephraim M. // Trans. ASME. J. Fluids Eng., 2009. – Vol. 131, № 6. – P. 061101/1-061101/9.

4. Пат. 2164246 Российская федерация, МПК7 С 21 D 001/667. Распределительное коллекторное устройство газожидкостной смеси / [Н. А. Юровский, Г. Г. Траянов, А. Н. Литвинов и др.]; заявитель и

патентообладатель Открытое акционер. общество “Всероссийск. НИИ металлург. теплотехники” - № 99119247/02; заявл. 2002.

5. Кравчук А. М. Гідравліка змінної маси напірних трубопроводів технічних систем: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. техн. наук: спец. 05.23.16 “Гідравліка і інженерна гідрологія” / А. М. Кравчук. – К., 2004. – 35 с.

6. Чернишов Д. О. Вплив гідродинаміки потоку на характеристики роботи розподільчих трубопроводів: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 05.23.16 “Гідравліка і інженерна гідрологія” / Д. О. Чернишов. – К., 2005. – 20 с.

7. Патент на винахід № 115840 Україна, МПК G05D 7/00, F17D 1/02, F17D 1/08. Спосіб регулювання шляхової витрати рідини в трубопроводах з насадками / В. В. Чернюк, В. В. Іванів (Україна); Національний університет “Львівська політехніка”. – № а 2016 11498; Заявлено 14.11.2016; Опубліковано 26.12.2017, Бюлетень № 24, Український інститут інтелектуальної власності. – 5 с.

8. Flys I. Ya. Cylindric nozzles with lateral inlets installed in distributive pipeline. investigational bench for investigation of operation of nozzles / I. Ya. Flys, V. V. Ivaniv, I. V. Bihun. // Вісник Національного університету “Львівська політехніка”. Серія: Теорія і практика будівництва. – 2019. – № 912. – С. 187-192.

9. Cherniuk V. V. Coefficient of Flow Rate of Inlet Cylindrical Nozzles with Lateral Orthogonal Inflow / V. V. Cherniuk, V. V. Ivaniv, I. V. Bihun, and Ja. M. Wojtowicz // Proceedings of CEE 2019. Advances in Resource-saving Technologies and Materials in Civil and Environmental Engineering. – Springer. Nature Switzerland AG 2020. – P. 50-57 (https://doi.org/10.1007/978-3-030-27011-7_7).

10. I. Bihun. Coefficient of flow rate for outlet cylindrical nozzles with lateral inflow installed in distributive pipelines / I. Bihun, V. Ivaniv, V. Cherniuk // In the monograph „Water Supply and Wastewater Disposal. Designing, Construction, Operation and Monitoring”. Edited by Henryk Sobczuk, Beata Kowalska. - Publishing house: Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej, Lublin, 2020. – P. 23-32. (ISBN: 978-83-7947-409-7).

СУЧАСНІ МЕТОДИ ВІДНОВЛЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД, ЗАБРУДНЕНИХ НАФТОПРОДУКТАМИ

Шпак О.М
Інститут геологічних наук НАН України, Київ

CURRENT METHODS FOR REMEDIATION OF GROUNWATER CONTAMINATED WITH PETROLEUM PRODUCTS

Shpak O.M
The Institute of Geological Sciences of the NAS of Ukraine, Kiyv

Remediation of groundwater contaminated with petroleum products is one of the priority directions of environmental activity in Ukraine. This paper describes methods for remediation of contaminated groundwater such as pumping by drains, trenches and wells, steam extraction, bioventing, bioslurping, air sparging, pump-and-treat of contaminated groundwater, bioremediation and phytoremediation. These methods have their advantages and limitations, and a sequence of remediation processes is required to minimize subsurface contamination with petroleum products. Further research will consist in development of the optimal remediation strategy that depends on hydrogeological conditions of contaminated sites, the rate of migration and distribution of petroleum products in the subsurface, and the purpose of remediation.

Вступ. Відновлення забруднених нафтопродуктами (НП) підземних вод є екологічною проблемою світового масштабу і одним з пріоритетних напрямів геоекологічної діяльності в Україні. Досвід закордонних спеціалістів та досліджень, проведених в ІГН НАНУ на забруднених НП ділянках, свідчить про те, що традиційні методи, як відкачка та обробка забруднених підземних вод, не

дозволяють відновити підземне середовище до потрібних стандартів якості [*1, 3, 4, 8*]. Необхідно застосовувати нові методи вилучення залишкових НП, які є джерелом довготривалого забруднення підземних вод, приділяти підвищену увагу методам природного затухання та корегуючого впливу, заснованого на ризику.

Методи відновлення підземних вод, забруднених нафтопродуктами. Застосування методів відновлення підземних вод, забруднених НП, залежить від гідрогеологічних умов забрудненої ділянки, властивостей забруднювача і його розповсюдження в підземному середовищі та мети відновлення.

Вилучення мобільних НП за допомогою траншей, дрен та свердловин. Для вилучення мобільних НП на забруднених ділянках використовують траншеї, дрени та свердловини. За допомогою цього методу можна вилучити НП, затиснуті у підземному середовищі капілярними силами. За даними [*6*], можна вилучити до 50% всього об'єму НП, що знаходиться у підземному середовищі, а згідно [*12*] можна вилучити від 20 до 30% всього об'єму витоку НП. В результаті в підземному середовищі залишається значний об'єм НП, що призводить до подальшого забруднення підземних вод. Однак вилучення мобільних НП призведе до обмеження міграції НП та зменшення насиченості НП, а це в свою чергу до збільшення площі поверхні НП, що прискорить розчинення, деградацію і випаровування НП, і це є перевагою при проведенні відновлювальних робіт.

Траншеї та дрени застосовують для вилучення мобільних НП переважно на глибині 5-7 м. Системи траншей/дрен є найбільш гідравлічно ефективним способом для вилучення НП з водоносного горизонту. Вони підходять для слабкопроникних шарів і гетерогенних порід, де знадобилася б велика кількість свердловин, щоб контролювати потік НП [*8*]. Вилучення води для збільшення гідравлічного градієнта використовують, щоб збільшити витрати вилучення НП і гідродинамічного контролю. Однак зниження РГВ може привести до міграції НП у незабруднену зону – залишкові НП виявляться затиснутими нижче водної поверхні [*8*].

Використання *свердловин* для вилучення мобільних НП є ефективним при великих об'ємах забруднення НП – більше 100 тис. м^3 [*1*]. Проектують свердловини для вилучення тільки НП, НП і води окремо, або суміші флюїдів. На ділянках із середнім та високим коефіцієнтом фільтрації порід ефективним є застосування одночасної роздільної відкачки НП і води, а у породах з низьким коефіцієнтом фільтрації – вилучення суміші флюїдів [*12*]. В цілому, практичною метою відновлення водоносних горизонтів, складених піщаними породами, є вилучення НП з метою ліквідації джерела та контролю міграції, тоді як контроль та стримання джерела НП є метою ремедіації в суглинистих та глинистих породах [*12*].

На ефективність вилучення НП впливають особливості проектування систем відкачки (дебіти, розміщення свердловин та інтервали фільтрів). Проведені дослідження на території складу ПММ аеропорту «Бориспіль», де забруднення підземних вод авіаційним гасом існує з 1998 р. Було обладнано систему свердловин для вилучення підземних вод та НП та запобігання витоку лінзи НП за межі складу ПММ. За період експлуатації з 2001 р. вилучено та очищено більше 30 тис. м^3 води та 354 м^3 НП (рис. 1). Система була ефективною в перші роки експлуатації – за 3 роки видалено 80 % від загального об'єму вилучених НП. Однак лінза авіаційного гасу не зменшилась за площею та поширилась за межі складу ПММ. Причинами були обмежена кількість свердловин, які не охопили площу забруднення, та значні відстані між свердловинами, що не відповідали радіусам їх впливу. Результати математичного моделювання з імітації відкачки НП свідчать, що при потужності лінзи гасу 0,5 м свердловини мають розміщуватись за сіткою не рідше ніж 20х20 м [3], що не забезпечено існуючою системою.

Біовентінг полягає у використанні індукованого потоку повітря, щоб збільшити біодеградацію забруднювачів у зоні аерації [*7*]. Цей метод застосовують з метою відновлення ґрунтів, забруднених паливними НП. Біовентінг успішно використовують за кордоном для вилучення НП. В Австралії виконані роботи з очищення ґрунту на ділянці площею 1,5 тис. м^2, забрудненій дизельним паливом на глибину 1,5-3,5 м (50 тис. л палива). Щоб прискорити природни1 біорозклад НП, проведена киснева біовентиляція ґрунту. За 6 місяців

вміст НП на глибині до 3 м зменшився на 10-30%. Подальша біовентиляція з додатковим введенням в ґрунт поживних речовин призвела до зменшення вмісту палива ще на 30% [*2*].

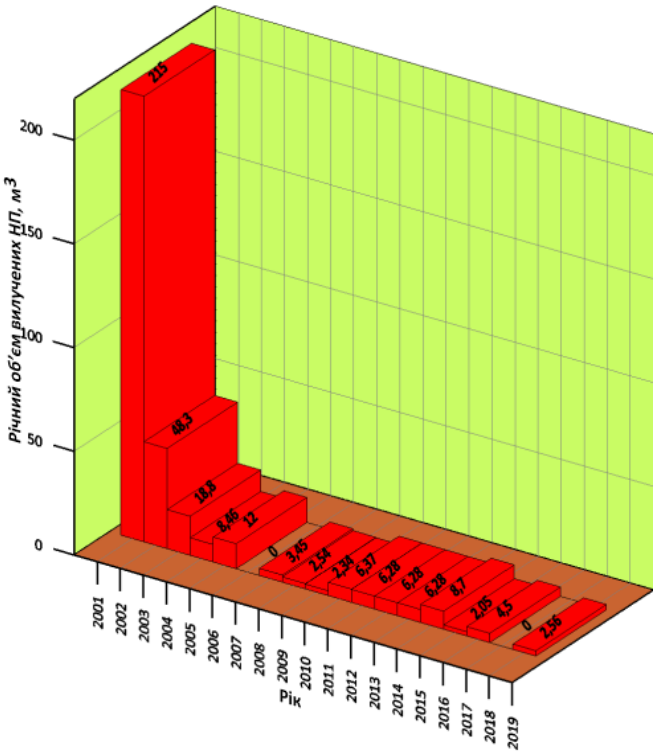


Рис. 1. Діаграма річних об'ємів вилучених НП на забрудненій території складу ПММ аеропорту Бориспіль.

Біосларпінг є комбінацією біовентингу та вакуумної відкачки з метою вилучення мобільних НП з грунтів та підземних вод та біоремедіації забруднених грунтів [*10*]. В системі біосларпінгу використовується трубка з ухилом, яка проходить у шар мобільних НП. Насос відбирає мобільні НП з РГВ та капілярної кайми. На поверхні НП відділяють від води і повітря. Система включає аеробну біодеградацію вуглеводнів. Коли вилучення мобільних НП завершено, система перетворюється у систему біовентингу для завершення відновлення. Біосларпінг застосовують для відновлення грунтів та грунтових вод, забруднених паливними леткими та напівлеткими вуглеводнями на ділянках з глибиною залягання РГВ до 9 м.

Продувка повітрям застосовується для видалення летких компонентів з безнапірних водоносних горизонтів [*8*]. Цей метод має дві мети: 1) відділити леткі вуглеводні від водної фази та НП на шляху потоку повітря; 2) додати кисень у воду, щоб прискорити біодеградацію вуглеводнів. Продувку повітрям здійснюють у поєднанні з вакуумною екстракцією. Одне з обмежень продувки повітрям – чутливість до вибіркових шляхів і гетерогенності середовища. Потрібен регулярний моніторинг, щоб краще визначити придатність і ефективність методу.

Відкачку та обробку підземних вод використовують для вилучення розчинених у підземних водах вуглеводнів. Щоб суттєво зменшити рівень забруднення, може знадобитись промивка сотень і тисяч порових об'ємів води. В залежності від умов ділянки, щоб вилучити НП, защемлені в насиченій зоні, можуть знадобитись десятиріччя, а можливо й сторіччя [*8*]. Незважаючи на обмеження, цей метод може бути використаний як елемент програми відновлення забруднених НП ділянок. Система відкачки та обробки підземних вод застосовується для встановлення гідродинамічного контролю, щоб попередити міграцію забруднювача, і для відновлення забруднених підземних вод, коли джерело забруднення ліквідоване.

Біоремедіація полягає у стимулюванні росту мікроорганізмів, які сприяють

розкладу НП. Переваги біоремедіації полягають у використанні природних процесів для очищення забрудненого підземного середовища. Незважаючи на те, що бажані умови для розмноження мікробів (наявність поживних речовин та електронних акцепторів, pH, вологість) важко створити в зоні забруднення [*8*], біодеградація розчинених у підземних водах вуглеводнів може бути використана як елемент керування на забруднених ділянках. Найбільша користь біоремедіації полягає у доочищенні ділянки після вилучення мобільних або залишкових НП.

Вирізняють методи *in situ* та *ex-situ* біоремедіації. In situ біоремедіація включає дослідження, які виконують безпосередньо на забрудненій ділянці без транспортування ґрунту або води. Ex-situ біоремедіація полягає в обробці забрудненого грунту або води після їх екскавації або відкачування з місця забруднення. Застосування in situ біоремедіації не потребує значної кількості обладнання, робочої сили та енергії порівняно з іншими методами, тому цей метод є дешевшим.

Прискорена in situ біоремедіація полягає у сприянні росту мікроорганізмів шляхом додавання кисню та поживних речовин. Додавання сторонніх мікроорганізмів безпосередньо на забруднену ділянку називається *біоприростом,* і застосовується, коли певний мікроорганізм є ефективним у деградації НП, але його немає в природі, або його популяція недостатня [*10*].

Моніторинг природного послаблення забруднення відбувається з незначним втручанням або без втручання людини. Цей процес опирається на мікробні популяції, що існують у підземному середовищі, з часом зменшуючи концентрації НП до бажаного рівня. Щоб відстежувати прогрес біоремедіації, проводиться моніторинг забруднення з відбором проб ґрунту та води. Відновлення забруднених НП ґрунтів може відбуватися внаслідок діяльності організмів-мікроміцетів, особливості знаходження й життєдіяльності яких залежать від глибини та ступеня забрудненості, умов аеробності тощо. Проведені дослідження на забрудненій НП території складу ПММ аеропорту “Бориспіль” з відбором зразків ґрунту, кількісним аналізом вмісту НП у ґрунтах і визначенням видового складу мікроміцетів. Дані визначень наявності мікроорганізмів в зразках ґрунту свідчать про різноманітність їх форм, залежно від ступеня забруднення, глибини відбору, літології та водонасичення [*4*]. Моніторинг природного послаблення забруднення проводять на ділянках, де джерело забруднення ліквідоване [*5*]. Цей метод перспективний та являє практичну та економічну альтернативу традиційним методам з метою керування забрудненням підземних вод розчиненими НП з низьким рівнем ризику.

Фіторемедіація полягає у використанні рослин з метою часткового або повного відновлення забруднених НП грунтів та підземних вод. Фіторемедіація охоплює сукупність методів, використання яких приводить до деградації забруднювачів, їх видалення (шляхом акумуляції або розсіювання) або іммобілізації. Фіторемедіація є менш інвазивним та деструктивним методом, і приводить до заощадження коштів на 50-80% порівняно з традиційними технологіями [*13*].

Висновки. Розглянуті методи відновлення підземних вод, забруднених НП, мають свої переваги та обмеження, і для максимального видалення забруднення у більшості випадків потрібно використовувати не один метод, а послідовність процесів відновлення [*1, 8*]. Детальне вивчення умов забрудненої ділянки і поглиблене розуміння процесів, які впливають на перенос і поведінку НП у підземному середовищі, дозволить оптимізувати відновлювальні заходи, максимально прогнозувати ефективність відновлення, мінімізувати його вартість і підвищити достовірність оцінки витрат [*8*]. Подальші дослідження будуть полягати в розробці оптимальної стратегії відновлення залежно від гідрогеологічних умов забрудненої ділянки та формування забруднення, швидкості міграції та розподілу НП у підземному середовищі, мети відновлення та методів, що застосовують.

Література

1. *Кржиж Л., Резник Д. Технологии очистки геологической среды от загрязнения нефтепродуктами / Экология производства. — №10, 2007. — С. 54-57.*
2. *Лотош В.Е. Очистка загрязненных земель / Экологические системы и*

приборы. – 2001. – № 11. – С. 29-34.
3. *Шпак О.М., Гаврилюк Р.Б., Логвиненко О.І. Дослідження забруднення геологічного середовища авіаційним гасом в районі аеропорту Бориспіль із застосуванням математичного моделювання // Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування. Матеріали V міжнародної наук-практ. конференції 7-11 жовтня 2019 р., м. Трускавець. — К.: ДКЗ, 2019. — Т.2.— С. 124-127.*
4. *Шпак Е.Н., Логвиненко О.И. Исследование природного самоочищения подземной среды, загрязненной нефтепродуктами / Мінеральні ресурси України — 2019, №3. — С. 49-51*
5. *A Citizen's Guide to Monitored Natural Attenuation. Contaminated Sites Clean up Information. 2017. — 2 p.*
6. *Abdul A.S., 1992. A new pumping strategy for petroleum product recovery from contaminated hydrogeologic systems: Laboratory and field evaluations / Ground Water Monit. Rev., 12(1). — P. 105-114.*
7. *Kampbell, D.H., 1992. Subsurface remediation at a gasoline spill site using a biovent approach, in Proc. Symp. on Soil Venting, EPA/600/R-92/174, U.S.EPA, R.S. Kerr Environ. Res. Lab., Ada, OK. — P. 309-315.*
8. *Newell C.J., Acree S.D., Ross R.R., Huling S.G. Light nonaqueous phase liquids / EPA Ground Water Issue. EPA 540-S-95-500, July 1995. — 28 p.*
9. *Ralinda R., Miller, P.G. Bioslurping / Overview report. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, October 1996. — 14 p.*
10. *Suthersan S. "In situ bioremediation". Remediation engineering: design concepts. Boca Raton: CRC Press LLC, 1999. — 36 p.*
11. *Testa S.M. and M.T. Paczkowski, 1989. Volume determination and recoverability of free hydrocarbon / Ground Water Monit. Rev., 9(1). — P. 120-128.*
12. *U.S.EPA, 2005. Cost and performance report for LNAPL characterization and remediation. EPA 542-R-05-016, Office of Solid Waste and Emergency Response (5102G). — 47 p.*
13. *U.S. EPA, 2006. Van Epps A. Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbons. — 171 p.*

Розділ 3
ГІДРОЕНЕРГЕТИЧНІ ТА РЕКРЕАЦІЙНО-БАЛЬНЕОЛОГІЧНІ РЕСУРСИ

Chapter 3
HYDROENERGY AND RECREATION-BALNEOLOGICAL RESOURCES

ЯКІСТЬ, ПРИРОДНІСТЬ ТА ІННОВАЦІЙНІСТЬ ВИРОБНИЦТВА ВОДИ «МОРШИНСЬКА» – ОСНОВНІ КРИТЕРІЇ, НАД ЗАБЕЗПЕЧЕННЯМ ЯКИХ ПРАЦЮЮТЬ ПРОФЕСІОНАЛИ КОМПАНІЇ IDS BORJOMI UKRAINE

Оксана Бамбура
ПрАТ «Моршинський завод мінеральних вод «ОСКАР»

QUALITY, NATURALYTY AND INNOVATIVES OF THE "MORSHYNS'KA" MINERAL WATER PRODUCTION — MAIN CRITERIA WHICH ARE WORKED OUT BY THE PROFESSIONALS OF THE IDS BORJOMI UKRAINE COMPANY

Oksana Bambura
Private Stock Company "Morshyn plant of mineral waters "OSCAR"

Сьогодні природна мінеральна вода «Моршинська» - найулюбленіша мінеральна вода українців. Курорт Моршин – щороку приймає все більше і більше відпочиваючих. Покращується інфраструктура міста та збільшуються надходження до місцевого бюджету.

Запорукою сталого розвитку всього регіону стало родовище мінеральної води.

Моршинське родовище розташоване у межиріччі лівобережних допливів р. Стрий — річок Бережниця, Сукіль та Жижава, де відбувається формування джерел підземних вод.

Експлуатація джерел має місце майже сто років, починаючи з 20-х років XX сторіччя. Однак їх системне геологічне вивчення та широке використання для потреб населення почато лише в кінці XX – початку XXI сторіччя для цілей промислового розливу.

ПрАТ «Моршинський завод мінеральних вод «ОСКАР» — найбільший виробник бутильованної мінеральної води в Україні використовує для промислового розливу мінеральну природну столову воду «Моршинська» з каптажів у межах Моршинського родовища.

Моршинське родовище включає в себе 5 окремих ділянок:

- Ділянка «Джерело №4»
- Ділянка «Джерело Моршинська (джерела №№1,2,3,4)
- Ділянка Моршинський «Джерело№5»
- Ділянка «Лотатники -1» (джерела 1,4-10)
- Ділянка «Лотатники -2» (джерела 16,17)

На всіх ділянках виробником було проведено геологічне вивчення надр, включно з дослідно-промисловою експлуатацією, та одержано ліцензії на видобуток.

Але дослідження тривають, і на сьогодні у процесі спостереження та вивчення знаходяться джерела № 11-18 ділянки «Лотатники-2».

«Моршинська» є джерельною водою і відповідно, – однією із найцінніших серед природних вод. Розливають її на найсучаснішому і найбільшому в Україні підприємстві, що за своїм технічним рівнем та розвиненою інфраструктурою не поступається аналогічним заводам-лідерам у Європі та й у всьому світі.

«Моршинська» визнана природною мінеральною водою NMW у ЕС і відповідно внесена до реєстру визнаних мінеральних вод Європи та дозволена до продажу у будь якій країні.

Вода за своїми якісними показниками та завдяки високотехнологічному виробництву не проходить додаткової обробки й потрапляє до споживачів у своєму первозданному вигляді, без жодних змін мінерального складу та фізичної структури води.

«На виробництві у блоках розливу (ступінь чистоти повітря в яких відповідає чистості стерильних операційних блоків хірургічних відділень) відбувається момент з'єднання природно води, що приходить з джерела,

стерильної пляшки та корку. Так виникає усім відома «Моршинська». Ми не обробляємо цю воду ні озоном, ні ультрафіолетом , ні хлором. Що відповідає вимогам не тільки українського законодавства а й директивами ЄС, – пояснює директор з якості Моршинського заводу мінеральних вод «ОСКАР» Наталія Пилипів. – Спочатку вода проходить піщані фільтри, які виключають всі можливі механічні включення, потім її розливають. Усі машини розливу мають HEPA-фільтри, через які подається стерильне повітря. Управління процесом розливу «Моршинської» відбувається автоматично без втручання людських рук. Це дозволяє уникати мікробіологічних ризиків».

Процес збору води з джерел, водопідготовка, розлив та мікробіологічні показники контролюються власною лабораторією заводу. Хімічний склад води завжди залишається стабільним і його забезпечує сама природа. Компанія ніяким чином на нього не впливає. Кваліфіковані спеціалісти лабораторії постійно аналізують проби води, що зібрані на каптажах, на стадії водопідготовки, перед процесом розливу та після нього.

«Наразі ми маємо інвестиційний план розвитку заводу до 2025 року. Основні капіталовкладення будуть здійсненні у інноваційні рішення, вдосконалення систем контролю якості та розширення виробництва», – повідомив Марко Ткачук, генеральний директор компанії IDS Borjomi Ukraine.

Система управління безпечністю харчової продукції на виробництві «ОСКАР» відповідає стандарту FSSC:22000. А ще важливою подією для компанії IDS Borjomi Ukraine стало отримання Моршинським заводом мінеральних вод «ОСКАР» європейського сертифікату відповідності на процес виробництва та продукцію від авторитетного центру сертифікації «BALTSERT» (Даугавпілс, Латвія). Отримання такого сертифікату підтверджує високі стандарти якості води «Моршинська» та дозволяє експортувати її до країн ЄС, та визнає що вода «Моршинська» відповідає статусу Natural Mineral Warets і внесена до реєстру мінеральних вод ЕС.

Довідка про компанію IDS Borjomi Ukraine:

IDS Borjomi Ukraine – група компаній, що об’єднує провідних національних виробників, визнаний експерт із питань якості природних мінеральних та питних вод завдяки продукції, яка видобувається в чистих і курортних регіонах України та є еталоном якості за найвищими міжнародними стандартами. Компанія входить до складу міжнародної компанії IDS Borjomi International. IDS Borjomi Ukraine пропонує споживачу збалансований портфель популярних мінеральних та питних вод («Миргородська», «Моршинська», «Трускавецька», «Аляска» та ін.), а також є ексклюзивним імпортером легендарної грузинської мінеральної води «Боржомі» в Україні.

Довідка про «Моршинський завод мінеральних вод «Оскар»:

«Оскар» – це потужне інноваційне підприємство, обладнане сучасним устаткуванням, засноване в 1995 року. Тут ефективно працюють системи контролю якості, що відповідають вимогам міжнародних стандартів і дають змогу зберегти природні властивості води. Новітні технології та автоматизоване виробництво дають змогу, не руйнуючи унікального складу, розливати воду в пляшки і доносити корисні властивості моршинських джерел до споживачів.

Довідка про воду «Моршинська»:

«Моршинська» — природна мінеральна вода, яка походить з Прикарпаття. Співвідношення елементів «Моршинської» є оптимальними для столової мінеральної води на кожний день (рівень її мінералізації — 0,1–0,4 г/л). Завдяки високотехнологічному виробництву «Моршинська» не проходить додаткової обробки й потрапляє до споживачів у своєму первозданному вигляді, без жодних змін мінерального складу та фізичної структури води.

НОВІ ПРОЯВИ МІНЕРАЛЬНИХ ВОД З ПІДВИЩЕНИМ УМІСТОМ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ

К.Д. Бабов, О.І. Цуркан, А.Л. Погребний, С.Г. Гуща, В.О. Лещишин
ДУ «Український НДІ медичної реабілітації та курортології МОЗ України», м. Одеса, ТОВ «Кварц», м. Моршин, Україна

NEW MANIFESTATIONS OF MINERAL WATERS WITH INCREASED CONTENT OF ORGANIC SUBSTANCES OF THE CARPATHIAN REGION

K.D.Babov, O.I.Tsurkan , A.L.Pogrebniy, S.G.Gustsha, V.O.Lestshishin
State institution «Ukrainian Research Institute of Medical Rehabilitation and Balneology of the Ministry of Health of Ukraine», Odesa, TOV «Kvarts», Morshyn, Ukraine

On the territory of the Carpathian region, namely within the Transcarpathian, Lviv, Ivano-Frankivsk and Chernivtsi regions, a number of new water manifestations of mineral waters with high content of organic substances have been discovered. Waters are associated with various geostructural elements and lithological facies of rocks. Identified hydromineral resources of such medically unique mineral waters can contribute to a significant expansion of the sanatorium network in Ukraine.

Перлиною природних лікувальних ресурсів Карпатського регіону безумовно є мінеральні води з підвищеним умістом органічних речовин, відомі як води типа «Нафтуся». Експериментальними та клінічними дослідженнями доведено, що при курсовому внутрішньому застосуванні МВ з підвищеним умістом органічних речовин чинять діуретичну та холеретичну дію, сприяють виведенню з нирок конкрементів та зниженню чи зникненню у хворих на сечокам'яну хворобу гематурії, чинять анальгизуючу дію, запобігають утворенню рецидивних каменів, чинять антиспазмалітичну дію при захворюваннях печінки та нирок, володіють протизапальною та дезінтоксикційною дією, мають холіцестокінічний вплив (зменшують об'єм жовчного міхура), поліпшують антитоксичну, вуглеводну, пігментну, білокутворюючу функцію печінки при її патологіях, поліпшують порушену зовнішньо секреторну функцію підшлункової залози, позитивно впливають на нервову систему, моторно-евакуаторну та секреторну функцію шлунку, чинять гіпотензивну дію (нормалізують артеріальний тиск), стимулюють роботу наднирників, поліпшують метаболізм [1–3]. Тобто, мінеральні води з підвищеним умістом органічних речовин володіють досить широким спектром біологічної дії і є унікальними для лікувального застосування.

Чинними нормативними документами [4] кондиційний вміст органічних речовин (С орг. вал.) у водах даного типу регламентовано у межах від 5,0 до 30,0 mg/l. При вживанні МВ з умістом органічних речовин більш, ніж 30 mg/l, встановлено небажаний (майже шкідливий) вплив на гепатоцити печінки [5].

Специфічні умови формування мінеральних вод Карпатського регіону, а саме сполучення різноманітних геоструктурних елементів, літологічних фацій порід, тектонічної розбудови сприяють значному поширенню унікальних мінеральних води з підвищеним умістом органічних речовин.

Широко відомі як в Україні, так і за кордоном слабкомінералізовані мінеральні води з підвищеним умістом органічних Трускавецького та Східницького родовищ, які розвідано в межах Львівської області, ряд інших родовищ – Верхньосиньовиднинське, Сколевське тощо.

Останніми роками ДУ «УкрНДІМРтаК МОЗ України» вивчено нові прояви МВ з підвищеним умістом органічних речовин практично у всіх адміністративних областях Карпатського регіону – Закарпатської, Львівської, Івано-Франківської, Чернівецької областях, причому на території Закарпатської області даний тип мінеральних вод виявлено вперше. Мінеральні води з підвищеним умістом органічних речовин пов'язані з різними геоструктурними елементами та літологічними фаціями порід (рис. 1).

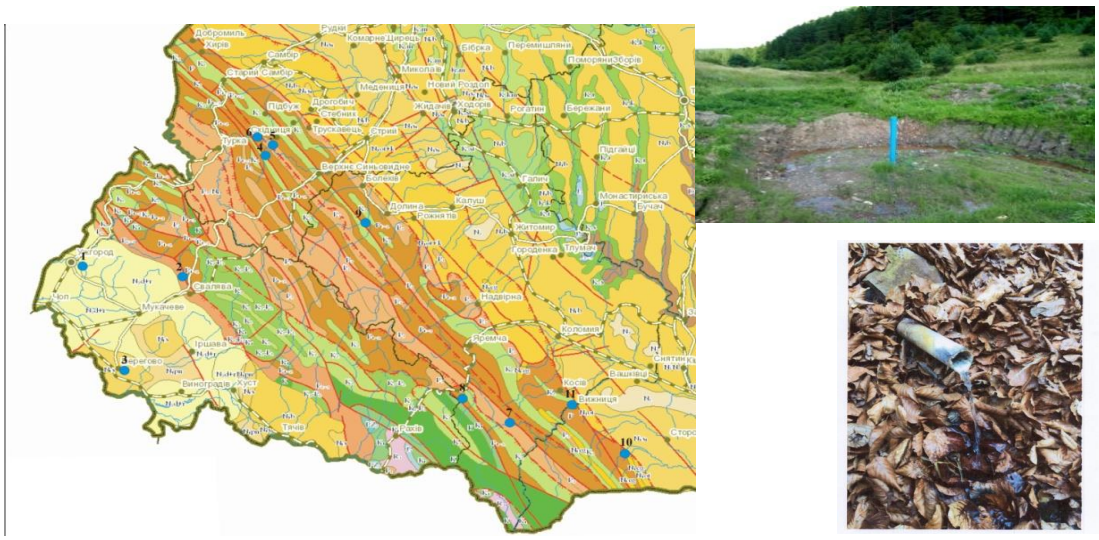


Рисунок 1 - Геологічна карта району досліджень з розташуванням нових водопроявів мінеральних вод з підвищеним умістом органічних речовин

На території Закарпатської області мінеральні води з підвищеним умістом органічних речовин визначено на ділянках Ужгородського, Свалявського та Берегівського районів (табл. 1).

Ділянка с. Горяни Ужгородського району розташована в зоні зчленування Закарпатського неогенового прогину та накладеної структури Вигорлат-Гутинського вулканічного пасма, в зоні впливу регіонального Данилово-Тереблянського розлому. Підземні води розкрито свр. № 263 у пісковиках ільницької світи неогену, в інтервалі глибини 214,8–227,5 m.

Ділянка водозабору с. Солочин Свалявського району приурочена до Карпатської гідрогеологічної складчастої області. Води каптовано в товщі флішевих порід палеоцен-еоценового віку, в інтервалі глибини 10,5–222,1 m.

Гідрогеологічні умови ділянки м. Берегово Берегівського району визначаються її розташуванням в південно-західній частині Закарпатського басейну, яка являє собою складну гідравлічну систему з дуже анізотропними гідродинамічними і гідрохімічними параметрами. Підземні води розкрито в товщі вулканогенних утворень доробратівської світи міоцену (туфах), в інтервалі глибини 268,5-385,0 m.

На території Львівської області нові прояви мінеральних вод з підвищеним умістом органічних речовин визначено на різних ділянках Дрогобицького району – с. Довге, с. Перепростиня, с. Старий Кропивник. Гідрогеологічні умови ділянок водозаборів визначаються їх розташуванням в межах Скибової зони Карпат, характерним для якої є поширення різноритмічного крейдового і палеогенового флішу і своєрідного, так званого, скибового стилю структур, що представляє собою серію великих по довжині паралельно орієнтованих моноклiналей-скиб. Кожну скибу ускладнено антиклінальними і синклінальними складками нижчих порядків, які часто мають поперечні і повздовжні тектонічні порушення, що ще більше ускладнює структуру покриву. Фронтальні частини скиб і склепіння антиклінальних складок складено породами верхньої крейди. Внутрішні частини і синкліналі заповнено, зазвичай, породами еоцену і олігоцену. З відкладами олігоцену (менілітовою світою) пов’язані води, які розкрито на ділянках с. Довге та с. Старий Кропивник. Водовмісна товща складена перешаруванням аргілітів, алевролітів, пісковиків.

Природний витік підземних вод дж. № 1 с. Перепростиня відбувається з водоносного горизонту стрийської світи верхньої крейди (K_2st) і пов’язаний з виклинюванням пласта пісковиків з прошарками аргілітів та алевролітів.

Нові прояви мінеральних вод з підвищеним умістом органічних речовин, що визначено **на територіях Івано-Франківської та Чернівецької областях**, пов’язані в основному зі Скибовою зоною Складчастих Карпат і приурочені до

утворень менілітової світи палеогену, представленою перешаруванням пісковиків, аргілітів та алевролітів.

Таблиця 1. Гідрогеологічні параметри нових водопунктів мінеральних вод з підвищеним умістом органічних речовин

Номер на мапі	Місце розташування та № водопункту	Геол. індекс	Інтервал залягання водоносного горизонту, m	Водовмісні породи	Статичрівень, m	Зниження, m	ДДебіт, m^3/d
Закарпатська область							
1.	с. Горяни, Ужгородський р-н, свр. № 263	N_2il	214,8-227,0	пісковики	9,0	16,0	360,0
2.	с. Солочин, Свалявський р-н, свр. № 120	$₽_{1-2}$	10,5–221,1	пісковики, та аргіліти	+ 5,0	12,6	62,4
3.	м. Берегово, Берегівський р-н, свр. № 2-Ц	N_1dr_1	268,5-385,0	туфи	14,0	120,0	150,0
Львівська область							
4.	с. Довге, Дрогобицький р-н, свр. № 1	$₽_3ml$	3,7–15,0	пісковики, аргіліти	+ 3,0	0,5	0,6
5.	с. Перепростиня Дрогобицький р-н дж. № 1	K_2st	-	аргіліти, алевроліти, пісковики	-	-	2,4-3,6
6.	с. Старий Кропивник Дрогобицький р-н	$₽_3ml$	1,2-37,0	аргіліти, алевроліти, пісковики	+ 0,5-+3,5	1,0 3,0	0,9 2,6
Івано-Франківська область							
7.	смт. Верховина Верховинський р-н свр. № 1	P_3ml	10,0–19,5	аргіліти, алевроліти, пісковики	1,1	2,5	35,5
8.	смт. Ворохта Яремчанська міськрада, свр. № 1	$₽_3ml$	22,0 –36,0	аргіліти, алевроліти, пісковики	2,1	28,8	27,9
9.	с. Старий Мізунь Долинський р-н свр. № 6-15	$₽_3ml$	10,0-60,0	пісковики, аргіліти, алевроліти	1,75	3,75	48,0
Чернівецька область							
10.	смт. Красноїльськ, Сторожинецький р-н, дж.	-	-	пісковики	-	-	12,0
11.	м. Вижниця Вижницький р-н, свр. № 32	$₽_1ml$	78,0-150,0	сланці, пісковики	самовилив		41,7

Щодо основного хімічного складу виявлені переважно води слабкомінералізовані (до 1,0 g/l) гідрокарбонатні, хлоридно-гідрокарбонатні різного катіонного складу (таблиця 2). Вміст органічних речовин визначається в досить широких межах – від 5,5 mg/l до 26,0 mg/l. На ділянках Закарпатської області, де води пов’язані з вулканогенно-осадовими утвореннями, у лікувальних концентраціях додатково містять і метакремнієву кислоту. Ексклюзивний склад води визначено на ділянці смт. Верховина.

Таким чином, виявлені нові прояви унікальних у лікувальному відношенні мінеральних вод з підвищеним умістом органічних речовин можуть значно сприяти створенню нових санаторно-курортних закладів на території України .

Таблиця 2. Основний хімічний склад нових проявів мінеральних вод з підвищеним умістом органічних речовин Карпатського регіону

Місцерозташування	Водо-пункт	Мінера-лізація, g/l	Формула хімічного складу	Вміст С орг. вал., mg/l	Супутні компо-ненти, mg/l
Закарпатська область					
с. Горяни Ужгородський р-н	свр. № 263	0,3-0,4	HCO_3 84-86 SO_4 8-10 Ca57-60 (Na+K) 23-25	7,0	H_2SiO_3 86,0 – 98,0
с. Солочин Свалявський р-н	свр. № 120	0,5-0,7	(HCO_3+CO_3) 93-95 Cl 2-4 (Na+K) 81-86 Ca 8-10	14,0	-
м. Берегово Берегівський	свр. № 2-Ц	0,9	Cl 44 HCO_3 33 SO_4 23 (Na+K) 61 Ca 23	5,5	H_2SiO_3 39,0
Львівська область					
с. Довге Дрогобицький р-н	свр. № 1	0,9-1,0	Cl 53-61$HCO_3$35-41 (Na+K) 63-72 Ca 19-33	7,0-14,0	-
с. Перепростиня Дрогобицький р-н	дж. № 1	0,6-0,7	HCO_3 78-82 Cl16-18 Ca53-56 (Na+K) 31-32	25,0-26,0	-
с. Старий Кропивник Дрогобицький р-н	свр. № 1, № 2, № 3	0,3-0,5	HCO_3 96 Cl 4 (Na+K) 44-52 Ca 36-42	7,0-9,0	
Івано-Франківська					
смт. Верховина Верховинський р-н	кол. № 1	0,7-0,8	HCO_3 60-87 SO_4 9-29 Ca54-57Mg24-29 (Na+K)14-22	20,8	H_2S 8,0-12,0 CO_2 503,0
смт. Ворохта Яремчанська міськрада	свр. № 1	0,5	HCO_3 80 Cl 15 Ca 83 (Na+K) 12	5,2	-
с. Старий Мізунь Долинський р-н	свр. № 6-15	0,4	HCO_3 83 Cl 14 (Na+K) 44 Ca 31 Mg 25	17,0	-
Чернівецька область					
смт. Красноїльськ Сторожинецький р-н	дж.	0,9	HCO_3 46 Cl 46 (Na+K) 50 Ca 33	8,0	-
м. Вижниця, Вижницький р-н	свр. № 32	1,0-1,1	HCO_3 47-56 Cl 35-49 (Na+K) 66-80 Ca 13-23	7,0-11,0	-

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

[1] Реабілітація постраждалих в умовах надзвичайних ситуацій та бойових дій. Посттравматичний стресовий розлад / За ред. К.Д. Бабова, І.Я. Пінчук, В.В. Стеблюка. – Одеса: «ПОЛІГРАФ», 2015. – 240 с.

[2] Насибуллин Б. А. Сравнительная оценка влияния минеральных вод с повышенным содержанием органических веществ на органы желудочно-кишечного тракта здоровых крыс / Б. А. Насибуллин, Л. В. Тихоход, А. В. Змиевский // Медична реабілітація, курортологія, фізіотерапія. — 2011. — № 3(67). — С. 31 — 34.

[3] Лечебные минеральные воды типа «Нафтуся» Украинских Карпат и Подолья / За ред. В.М. Шестопалова, Н.П. Моисеевой, А.П. Ищенко [и др.].—Черновцы: Букрек, 2013. — 600 с.

[4] Про затвердження Порядку здійснення медико-біологічної оцінки якості та цінності природних лікувальних ресурсів, визначення методів їх використання : наказвід 02.06.2003 р. № 243 // Збірник нормативно-директивних документів з охорони здоров'я. — 2003. — № 9. — С. 72—91.

[5] Мінеральні води України / За ред. Е. Колесника, К. Бабова. – К, 2005. — 576 с.

ТЕРМАЛЬНІ ВОДИ ЗАКАРПАТСЬКОГО НЕОГЕНОВОГО ПРОГИНУ

Жарнікова І. А.[1], Жарніков А. В.[2]
[1]Львівський Національний Університет імені Івана Франка; [2]Учбова спортивна база «Закарпаття», м. Берегово

THERMAL WATERS OF TRANSCARPATHIAN NEOGENIC DEPRESSION

Zharikova I. A. [1], Zharnikow A. V. [2]
[1]Ivan Franko National University of Lviv, [2]Educational sports base "Zakarpattya", Berehovo

Generalized data on the thermal waters of the Transcarpathian Neogene trough, discovered over the past 50 years

За класифікацією М.М.Фролова [4] термальні води Закарпаття відносяться до родовищ пластово-порових, пластово-тріщинних і тріщинно-жильних вод малих артезіанських басейнів. Води формуються в невеликих за розмірами структурах і мають переважно тріщинний тип циркуляції. Термальні води характеризуються переважно великими напорами, а їх колекторами слугують як осадові породи – пісковики, вапняки, так і ефузивно-пірокластичні – ліпарити, андезити, туфи, різноманітні туфобрекчії та ін.

Для термальних вод малих басейнів існує ряд закономірностей їх розвитку:

- порівняно невелика площа водоносних горизонтів;
- значне перевищення областей живлення над областями поширення;
- дуже важлива роль тектонічних порушень, що розбивають пласти на блоки, часто ізольовані один від другого.

У відповідності до галузевого стандарту «Підземні води. Класифікація за хімічним складом, температурою» [1] термальними називаються води з температурою від 20 до 100 °С. В свою чергу, термальні води розділяються на наступні «підтипи» :

- температура від 20 до 37 °С – теплі;
- температура від 37 до 50 °С – дуже теплі;
- температура від 50 до 75 °С – гарячі;
- температура від 75 до 100 °С – дуже гарячі.

В межах Закарпаття поширені перші три підтипи.

За мінералізацією термальні води Закарпаття діляться на прісні (до 1 г/дм^3), солонуваті (до 25 г/дм^3), солоні (до 50 г/дм^3), і розсоли (більше 50 г/дм^3).

За можливостями використання в енергетиці термальні води області відносяться до низько потенціальних (до 70°С – мається на увазі температура води на гирлі свердловини).

Нижче надається характеристика термальних вод у відповідності до виділених температурних типів.

Теплі (субтермальні) води (20-36 °С)

Води цього типу поширені в Ужгородському, Берегівському, Виноградівському і Хустському районах, тобто в межах всього Закарпатського басейну. В Берегівському районі субтермальні води виявлені значним числом гідрогеологічних картувальних свердловин на порівняно невеликих глибинах – від 210 до 695м. Водовмісними породами є осадово-вулканічні відклади сарматського і баденського ярусів міоцену: пісковики і ліпаритові (ріолітові) туфи, андезити доробратівської світи, кременисті аргіліти і туфіти беденію. В структурному плані свердловини зазвичай приурочені до різнопорядкових розривних порушень Берегівського склепінчасто-брилового підняття.

Температура води, в залежності від глибини свердловини і її витрат, змінюється в межах від 21 °С до 36,6 °С.

Витрати в свою чергу, залежать від ступені пористості і тріщинуватості водовмісних порід. Наприклад, тріщинуваті андезити в зоні Іванівського розлому

(свердловина № 52, с. Яноші) можуть забезпечити витрати до 1000 $м^3$/добу.

За хімічним складом субтермальні води переважно хлоридні натрієві і гідрокарбонатно-хлоридні натрієві, інколи зустрічаються гідрокарбонатно хлоридні натрієві з невеликим вмістом сульфатів(свердловина № 421- Берегівський район; свердловина № 9 – санаторій «Шаян» Хустського району).

Субтермальні води в межах прогину відзначаються широким діапазоном мінералізації : В Берегівському районі вони мають малу і середню мінералізацію і представляють значний інтерес як мінеральні. Так в ефузивних породах доробратівської світи сарматського ярусу містяться субтермальні води (21,5–29,5°С), мало мінералізовані (2,2-3,2 г/$дм^3$), гідрокарбонатно- хлоридні і хлоридні. Тріщинуваті ліпарити на глибині 340- 450м досить водозбагачені – витрати свердловин складають 9,5-8,6 при пониженнях 5,3-16,5м (свердловини №854 та 57). Мергелі алмашської світи вміщують залізисті(Fe до 185 мг/$дм^3$), кременисті (SiO_2 до 130 мг /$дм^3$), гідрокарбонатно-хлоридні натрієві води з вмістом розчинної вуглекислоти до 0,5. Витрати свердловин складають 5–17 $дм^3$/с при пониженнях 35-20м.

В межах Вигорлат-Гутинського вулканічного пасма (Іршавська котловина, ділянка Лісарня в Мукачівському районі) андезити кучавського і матеківського комплексів містять кременисті слабо мінералізовані води підвищеної температури і азотно-метановим (чи метановим) складом газів (свердловини № 11-Т, № 113^c)

Розсольні субтермальні води з вуглекислим складом газу виявлені низкою свердловин у відкладах донеогенового фундаменту Вишківського рудного поля (свердловини № 1-Т, 1-Св). Хлоридні натрієві вуглекислі солоні води з мінералізацією до 44 г/$дм^3$ і високим вмістом гідрокарбонат-іону поширені в карбонатно-сланцевих відкладах палеозойського фундаменту на ділянці Ужгород (свердловина № 5-Т).

Найбільш імовірні шляхи використання субтермальних вод – це бальнеологія і плавальні басейни. В роботі «Использование и охрана подземных вод [5^a] приведені граничні показники можливості використання гідротермальних ресурсів (по В.І. Кононову), у відповідності до яких для плавальних басейнів рекомендується вода з температурою 30-35 °С, витратами 250 $м^3$/добу і мінералізацією до 50 г/$дм^3$.

Дуже теплі води (37-50 °С)

Термальні води з температурою на гирлі свердловин до 50 °С виявлені в Ужгородському, Мукачівському, Берегівському, Виноградівському і Хустському районах.

В Ужгородському районі вуглекислі кременисті термальні води виявлені в межах північно-західної околиці с. Нижнє Солотвино. Термальні води приурочені до каверзних тріщинуватих андезито-дацитів (інтервал 533-632,5 м). Це аналог відомих лікувальних вод курорту «Вісбаден» в Німеччині. Вони є мінеральними кондиційними для зовнішнього застосування.

ДКЗ України затвердила експлуатаційні запаси родовища по категорії С в кількості 244 $м^3$/добу.

Термальні хлоридні натрієві розсоли з азотним складом газу і мінералізацією 110 г/$дм^3$ виявлені в конгломератах і пісковиках сарматського ярусу (інтервал глибин 690-920м.) свердловиною № 6-Т в околицях санаторію « Карпати » (Мукачівський район).

В структурному плані свердловина розміщена в межах двох вулканоструктур (Синякської і Дехманівської) і з бортовим розломом північно-західного простягання Мукачівської западини. Виявлені термальні солоні води планувалось використовувати для лікувальних ванн санаторію «Карпати».

В Берегівському районі дуже теплі води приурочені переважно до вулканогенних і ефузивних порід сарматського ярусу. Вміщуючими є туфи кислого складу і андезити в зонах різнопорядкових розривних порушень.

На тих площах, де туфові породи мають значну потужність, а з поверхні водонепроникні пачки глин, як наприклад, в районі м. Берегово, на глибинах до 800-1000 м можна виявити термальні води дуже невисокої мінералізації (біля 1 г/$дм^3$ – свердловина № 15-Т). Якщо ж водовмісні породи перекриті глинистою пачкою, мінералізація води збільшується до 7-8 г/$дм^3$ (свердловини № 50^c – с. Гут

та № 12-Т – м. Берегово). Витрати свердловин сягають 687 м^3/добу при пониженнях до 70,0 м. За хімічним складом підземні води хлоридні натрієві із значним вмістом гідрокарбонатів, інколи – кальцію і магнію. Нижче наведені типові для цієї групи термальних вод формули їх хімічного складу.

Свердловина № 50^c:

$$M\,7{,}66\,\frac{Cl\,96\,HCO_3\,4}{(Na+K)\,93\,Ca\,4\,Mg\,2}\,pH\,7{,}1\,Д\,203{,}9\,T\,45{,}7$$

Свердловина № 15-Т – м. Берегово

$$M\,1{,}07\,\frac{Cl\,39\,HCO_3\,34\,SO_4\,27}{(Na+K)\,62\,Ca\,21\,Mg\,16}\,pH\,6{,}7\,Д\,172{,}8\,T\,39{,}9$$

Газовий склад термальних вод Берегівського району переважно вуглекислий і азотно-вуглекислий (вуглекисло-азотний).

Український НДІ медичної реабілітації та курортології рекомендує використовувати термальні розсоли в бальнеології, як дуже цінні «лікувальні розчини».

В замковій частині Іршавської брахиантиклінальної складки (с. Велика Розтока Іршавського району) свердловиною № 113^c термальна вода виявлена в пісковиках сарматського ярусу (інтервал глибин 500-622 м). В умовах самовиливу отримані витрати 380 м^3/добу при пониженні 20 м. Температура води на гирлі свердловини складала 37,5-38 °С. За хімічним складом вода хідрокарбонатно-хлоридна натрієва з мінералізацією 11,4 г/дм^3. Склад газу – метановий.

Довгий час вода використовувалась колгоспною водолікарнею.

Гарячі води (від 50 до 75 °С)

Гарячі води з температурою більше 50 °С виявлені значною кількістю свердловин в Ужгородському, Берегівському, Виноградівському, Хустському і Тячівському районах.

В свердловині № 1-Т Ужгородського району (с. Розівка) досліджувався інтервал глибин 1733,7-2046,7 м, що стратиграфічно відноситься до палеозою. Вода хлоридного натрієвого складу з мінералізацією 48,3 г/дм^3, містить високі концентрації бора і амонію, високий вміст розчиненої вуглекислоти. У складі вільного газу 96% об'єму складає вуглекислий. Температура води на гирлі свердловини складала 58 °С. На фоні росту гирлової температури спостерігалось зменшення дебіту водної фази. Зміни витрат викликались явищами інтермітенції. Максимальна продуктивність свердловини на самовиливі за результатами дослідних випусків складала 300 м^3/добу при температурі 59 °С. В процесі проведення дослідів в трубах спостерігались явища відкладу карбонатів.

В Берегівському районі термальна вода виявлена і розвідана на двох родовищах – Берегівському і Косинському. Вода з температурою на гирлі від 52 до 61 °С виявлена на Берегівському родовищі трьома свердловинами у вулканогенних відкладах баденського-тортонського ярусів міоцену. Водовмісні породи представлені тріщинуватими туфобрекчіями, туфітами і туфами кислого складу в інтервалах глибин від 850 до 1120 м. Родовище розміщене в зоні впливу Геленешського бортового розлому. Склад газу – азотно-вуглекислий. Підземні води хлоридні натрієві з мінералізацією 20-25 г/дм^3. Витрати свердловин складають 180-350 м^3/добу при пониженнях від 50 до 68 м. Експлуатаційні запаси родовища затверджені ДКЗ СРСР (протокол № 10700 від 18.08.1989 р.) в кількості 871 м^3/добу, в тому числі: по категорії В – 734 м^3/добу і по категорії C_1 – 137 м^3/добу.

Експлуатація першої пошукової свердловини № 2-Т (глибина 930 м) розпочалася в 1973 р. За цей період температура води на гирлі свердловини збільшилася від 54 до 61 °С при практично стабільному хімічному складі і мінералізації.

Косинське родовище розташоване на відстані 20 км в північно-західному напрямі від м. Берегово, на кордоні з Угорщиною. Воно сформувалось у внутрішній частині крупної Косинської кальдери, що є елементом регіонального Берегівського склепінчасто-брилового підняття. Родовище приурочене до зони спряжених розломів (лінійних, радіальних, кільцевих), головну роль серед яких відіграє регіональний Рафайлівський розлом та розташований в межах родовища

т. зв. Західний розлом.

Протягом двох стадій геологорозвідувальних робіт, що розпочаті в 1986 р. (пошук та попередня розвідка) пробурені 6 гідрогеологічних свердловин (пошукова, поглинальні, розвідувальні) глибиною від 715 до 1348 м.

Протягом 2005-2006 рр. виконана дослідно-промислова розробка з оцінкою запасів ділянки родовища, де розташована свердловина № 16-Т. Підземні води приурочені до потужної товщі тріщинуватих вулканогенно- осадових порід міоценового віку на глибинах, більших 600 м, а саме: до вулканітів і осадових порід гельветського ярусу (новоселицька світа), нерозчленованої товщі аргілітів, пісковиків та ліпаритових туфів баденію-нижньосарматського під'ярусу, потужної підсвіти доробратівської світи сарматського ярусу.

Термальні води за хімічним складом борні хлоридні натрієві з мінералізацією 9-10 г/дм^3 і температурою на гирлі свердловини 48-51 °С. Формула хімічного складу води має вигляд:

$$M9{,}4\text{-}10{,}3\,\frac{Cl\,84\text{-}86\,HCO_3\,11\text{-}13}{(Na+K)\,94\text{-}95\,Ca\,3\,Mg\,2}\;T\,48\text{-}51°C$$

ДКЗ України затвердила експлуатаційні запаси ділянки родовища, де розташована свердловина № 16-Т, в кількості 240 м^3/добу по категорії В.

Підземні води з температурою 58-60 °С виведені свердловиною № 21-Т в с. Велика Бакта Берегівського району із інтервалу глибин 870-1070 м. Водовмісні породи – брекчійовані і псефітові ліпаритові туфи новоселицької світи. В структурному плані родовище приурочене до зони замкнутої кальдери, що, в свою чергу, є елементом Берегівського склепінчасто-брилового підняття. Експлуатаційні запаси розраховані в кількості 65 м^3/добу і віднесені до категорії C_2. За хімічним складом вода хлоридна натрієва з мінералізацією 19,1 г/дм^3.

Солонуваті хлоридні натрієві, дуже теплі і гарячі води виявлені свердловиною № 23-Т (глибина 1481 м) в слабо зцементованих пісковиках паннонського ярусу (N_1pn). Свердловина розміщена південніше с. Велика Паладь Виноградівського району на кордоні з Угорщиною. В структурному плані – це зона зчленування Припаннонської структурної зони і Паннонської западини. Підземні води виявлені в інтервалі 925-1226 м.

Узагальнена формула хімічного складу води має вигляд:

$$M8{,}9\text{-}9{,}8\,\frac{Cl\,89\text{-}92\,HCO_3\,9\text{-}10}{(Na+K)\,93\text{-}95\,Ca\,2\,Mg\,2}\;pH\,6{,}6\text{-}7{,}2$$

В воді відмічається високий вміст метакремнієвої кислоти – до 78 мг/дм^3.

Температура води на гирлі свердловини 52 °С. Витрати свердловини склали 440 м^3/добу при пониженні 23,0 м. Підраховані експлуатаційні запаси в кількості 3200 м^3/добу апробовані НТР ДГП «Західукргеологія» (протокол № 2269 від 31.03.1993 р.) і віднесені до категорії C_2.

В Хустському районі термальні розсоли з температурою води на гирлі 58-60 °С виведені свердловиною № 14-Т з інтервалу глибин 955-1002 м. Водовмісні породи представлені тріщинуватими кислими туфами новоселицької світи гельветського ярусу. За хімічним складом розсоли хлоридні натрієві з мінералізацією 80-90 г/дм^3. Витрати свердловини в умовах термогазліфту склали 782 м^3/добу. В структурному плані свердловина розміщена в зоні впливу північно-західного продовження системи повздовжніх розломів, що розділяють Вишківську і Теребле-Рікську структури Солотвинської частини Закарпатського неогенового прогину. Нижче наведена формула хімічного складу розсолів:

$$M99\text{-}90\,\frac{Cl\,96\,HCO_3\,3}{(Na+K)\,99}\;pH\,6{,}8\,T\,58$$

В складі води зафіксований високий вміст брому (50,2-49 мг/дм^3). Крім того, визначений йод (2,89-3,0 мг/дм^3), бор (3,8-3,4 мг/дм^3).

ДКЗ України затвердила експлуатаційні запаси по свердловині № 14-Т як термальний борний бромний хлоридний натрієвий розсіл з підвищеним вмістом йоду в наступній кількості та по категоріях:

категорія А – 25 м^3/добу;

категорія В – 5,0 м^3/добу;

категорія C_2 (з невизначеним промисловим значенням) – 160 $м^3$/добу.

Розсоли свердловини № 14-Т використовуються для бальнеолікування санаторієм «Теплі води».

Високотермальні розсоли з мінералізацією 131г/$дм^3$ були виведені свердловиною №6 нафтопошукового буріння із інтервалу глибин 2354-2360м. Свердловина розміщена в с. Теребля Тячівського району. Водовмісними породами є кислі туфи новоселицької світи на контакті з аргілітами того ж віку. Витрати свердловини на само виливі склали 500 $м^3$/добу. Кінцева температура води досягла 89°С. В розсолі відмічений великий вміст брому -87 мг/$дм^3$ і окису бору -157 мг/$дм^3$. Із за сильного насичення термальних вод сіллю практичне використання розсолів в теперішній час неможливе; свердловина законсервована.

Тут необхідно зазначити, що в межах Закарпатського неогенового прогину випробувана на термальні розчини значна кількість свердловин нафтогазопошукового буріння, крім тих, що згадувалося вище. Однак термальні води в них не виявлені чи притоки виявилися наскільки низькими, що не забезпечували при підйомі до гирла прогрів стовбура. Наприклад, в межах Залужської антикліналі досліджувались інтервали, починаючи з глибини 300 до 2300м. При досить високих пластових температурах (131°С на глибині 2300м в свердловині №3- Залуж) температура води на гирлі не перевищувала 23°С так як із за низьких колекторських властивостей порід витрати свердловин складали в середньому 5 $м^3$/добу.

Як видно із проведеного вище, гарячі підземні води(і розсоли) за величиною мінералізації поділяються на води високої мінералізації (>10 г/$дм^3$) і розсольні (>35г/$дм^3$).

В межах Мукачівської депресії мінералізація цього типу термальних вод складає в основному 10-25г/$дм^3$, хоч в прибортовій частині впадини, на межі із Закарпатським глибинним розломом, виявлені розсоли з мінералізацією більше 120г/$дм^3$. В розрізі міоценових відкладів цієї площі на глибині більше 800м виявлені відклади кам’яної солі загальною потужністю біля 400м.

В південно-східній (Солотвинській) частині Закарпатського прогину термальні води, за рідким виключенням, представлені міцними розсолами. Основна причина повсюдного розвитку розсолів в цій частині депресії – поширення потужних пачок кам’яної солі (явищами діапіризму) у відкладах баденського ярусу. В межах трьох поперечних піднять – Тереблянського, Олександрівського і Данилівського – кам’яні солі виходять на поверхню у вигляді соляних стовпів. Загалом колекторські властивості порід баденського ярусу дуже низькі.

У відповідності до даних нафтопошукового буріння, в товщі крейдових відкладів (фундамент прогину) потужні водоносні горизонти відсутні.

Туфи новоселицької світи баденію добре проникні переважно в межах зон розломів чи замкових частин антиклінальних структур. Піщанисті породи нижнєтереблянської і солотвинської світ, за переважаючою кількістю аналізів, характеризуються пористістю від 100 до 15%. Проникність їх низка, і за невеликим виключенням, складає 0,1 мілідарсі. Водоносні горизонти тересвинської світи приурочені до пластів туфів і прошарків пісковиків, характеризуються слабою водозбагаченістю (витрати свердловин не перевищують 0,18-0,49 $дм^3$/с, дещо збільшуючись в зонах розривних порушень).

ОСНОВНІ ЗАХОДИ ЩОДО ЗАХИСТУ ВІД ПОВЕНЕЙПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ БАСЕЙНУ РІЧКИ ТИСА НА БАЗІ КОМПЛЕКСНОГО ВИКОРИСТАННЯВОДНИХ РЕСУРСІВ

Поташник С.І., Погосян С. М., Шурло Т.Я.
НТР ПрАТ «Укргідроенерго», Громадської спілки «Асоціація «Гідроенергетика України»

MAIN MEASURESFOR PROTECTION FROM FLOODS OF THE ADJACENT TERRITORIES OF THE TISSA RIVER BASIN ON THE BASIS OF COMPLEX USE OF WATER RESOURCES

Potashnyk Semen, PohosyanSerhiy, Shurlo Tetyana
PJSC «Ukrhydroenergo», Public Union Association «Hydropower of Ukraine»,

For many years, flood control in the Tisza River basin and its main tributaries Teresva, Terebli, Ritsa, Borzhava, Latoritsa has become a major socio-economic and environmental problem, which has been considered by domestic and foreign experts since the 1920s.

Analysis of the work done over the past 60 years shows that the implementation of conventional methods of flood control in dense construction and intensive use of agricultural land, presents significant difficulties, and the construction of dams, shore protection, as the main flood protection measures (passive protection), which were carried out to date , as practice shows, is not effective enough, as they protect against floods, but do not regulate its passage.

The set of modern methods of control must be significantly expanded in order to maximize the impact on the formation and regulation of floods.

Закарпаття належить до зливо-небезпечних районів, тут завжди є потенційна загроза виникнення катастрофічних паводків. Їх повторюваність підпорядковується певним закономірностям, які проявляються в чергуванні багатоводних та маловодних періодів. Саме в багатоводний період паводки набувають загрозливого характеру. Період підвищеної водності та загальної геофізичної активності охоплює 90-ті рр. XX і початок XXI століть. На цей час припадають великі повені не лише в Українських Карпатах, але й у Німеччині, Польщі, Чехії, Словаччині та інших країнах.

Для гірських річок Карпат паводки різного генезису характерні протягом всього року. На карпатських річках вони повторюються 4-5 разів на рік.

Карпатський регіон в цілому піддається частим і великим повеням, в тому числі і Закарпаття через своє географічне положення належить до паводко-небезпечних регіонів.

Важливе значення на території Закарпатської області, адміністративні межі якої збігаються з межами басейну р. Тиса, набуває захист населення від повеней, які є значною соціальною проблемою області. У зв'язку з особливостями гідрологічного режиму річок басейну Тиси і високою щільністю заселення прибережних територій, паводки на річках бувають щорічно як під час сніготанення, так і під час рясних опадів. В середньому за сезон буває до чотирьох зливових паводків. Навіть паводки 50 % забезпеченості проходять бурхливо і завдають значної шкоди населенню і народному господарству.

При значній кількості опадів (в гірській частині - до 1600 мм на рік), прогресуючій тенденції до потепління клімату існує постійна загроза повеней, перш за все в Закарпатті, розташованому на більш теплому південно-західному схилі Карпат і має найбільш розвинену в Україні річкову мережу.

Особливо руйнівними виявилися повені у 1998, 2001, 2008та 2020 роках, ці паводки призвели до величезних збитківі людських жертв. Так, наприклад, за проміжними даними на 25-26 червня 2020 року у наслідок катастрофічної повені було підтоплено:

- 285 населених пунктів (Івано-Франківська — 234, Чернівецька — 37, Львівська — 12, Тернопільській — 2);

- 9994 будинки (Івано-Франківська — 9157, Чернівецька — 728, Львівська — 72, Тернопільській — 37);
- 9 об'єктів соціальної та побутової сфери;
- пошкоджено 500 км автодоріг і 135 мостів (Івано-Франківська — 487 км доріг і 118 мостів, Львівська — 2 км автодоріг, Чернівецька — 12 км доріг та 17 мостів) і 280 м дамб у Чернівецькій області.

Протягом багатьох років боротьба з повенями в басейні річки Тиси та її основних притоках Тересьві, Тереблі, Ріці, Боржаві, Латориці стала головною соціально-економічною та екологічної проблемою, яка розглядалася вітчизняними та зарубіжними фахівцями, починаючи з 20-х років минулого століття.

Аналіз робіт, виконаних за останні 60 років показує, що реалізація загальноприйнятих способів боротьби з паводками в умовах щільної забудови і інтенсивного використання сільгоспугідь, представляє значні труднощі, а будівництво дамб, берегоукріплень, як основних протипаводкових заходів (пасивний спосіб захисту), які здійснювалися до сьогодення, як показує практика, недостатньо ефективне, так як вони захищають від паводку, але не регулюють його проходження.

Набір сучасних методів боротьби необхідно істотно розширити з метою максимального впливу на формування і регулювання паводку.

Проблема захисту від повеней носить очевидний багатоплановий і взаємопов'язаний характер і тому її основна мета - кардинальне зниження впливу стихійних явищ на навколишнє природне і соціальне середовище - повинна вирішуватися комплексними, системними методами, які враховують всі аспекти формування паводку і його регулювання.

Реалізація цих методів принципово пов'язана з необхідністю нових підходів до ведення господарської діяльності, що включають:

- раціональну забудову територій;
- правильну організацію ландшафту, в тому числі формування лісових масивів, утворення захисних зон та ін .;
- перенесення будівель і комунікацій з паводконебезпечних зон;
- зниження впливу вторинних проявів повеней (зсувів, зрушень та ін.);
- регулювання водних ресурсів, засноване на принципах їх комплексного використання і ін.

Регулювання паводку (активний спосіб боротьби) історично визначилося як найбільш дієвий і ефективний метод вирішення подібних проблем, тому в цій статті на нього зроблений основний акцент, не заперечуючи важливості інших заходів, наведених вище.

У конкретних умовах повинен бути зроблений обгрунтований вибір рекомендованого способу боротьби (активного чи пасивного) на основі варіантного зіставлення з урахуванням екологічних, економічних і соціальних вимог.

Регулювання паводків може здійснюватися в результаті:

- будівництва захисних споруд, зміни русел;
- створення протипаводкових водосховищ;
- зведення гідровузлів різного призначення (енергетика, водозабезпечення, туризм, рибне господарство та ін.);
- виконання відповідних агро- і лісомеліоративних заходів на водозбірній площі (в даній статті не розглядаються).

Проведення зазначених заходів має орієнтуватися на вирішення завдань протипаводкового захисту та здійснюватися комплексно, з багатоцільовим призначенням і функціями, які враховують інтереси різних галузей, власників і т.п.

При такому підході досягається найбільш економне та ефективне використання як природних (водних, земельних), так і фінансових ресурсів, наприклад, при будівництві ГЕС можуть бути захищені за допомогою гребель, що створюють напір, значні території, а у водосховищах розміщені протипаводкові та ін. ємкості, що, як правило, забезпечує зниження витрат і ресурсів.

Комплексне використання водних ресурсів, крім зазначеного, дає реальні передумови для утворення фінансової бази (за рахунок виробітку і продажу гідроенергії) для надання, наприклад, рекреаційних послуг, що могло б

пом'якшити дефіцит грошових коштів для здійснення протипаводкової програми.

На нашу думку, найбільш привабливими напрямками в цьому відношенні є гідроенергетика та міжнародний туризм.

Загальновідомо, що ступінь впливу різних джерел енергії на природний комплекс нерівноцінний. Зокрема, тепловим станціям притаманне забруднення, яке впливає на атмосферу, гідросферу, ґрунт, флору і фауну і, в кінцевому рахунку, прямо або побічно на людину. До того ж область не має ні нафти, ні газу, ні кам'яного вугілля, а перспектива подорожчання всіх видів органічного палива робить використання їх, як сировини для отримання електроенергії, вельми проблематичним.

Розвиток атомної енергетики в області недоцільний через ще невисокий ступінь безпеки цих станцій і важливості території області, як курортно-санаторної зони міжнародного значення.

Виходячи з вищенаведених факторів і наявності поновлюваного джерела енергії (річки басейну р. Тиса), для задоволення потреби області в електроенергії можна запропонувати будівництво гідроелектростанцій. Якщо ж врахувати, що дане джерело є незалежним від ситуації на ринку палива, що дуже важливо в ринкових умовах, то можна стверджувати, що ГЕС є пріоритетними для Закарпатської області.

Вплив ГЕС на навколишнє природне середовище та населення, на відміну від впливу теплових станцій, можна звести до мінімуму шляхом вибору місця розташування і типів ГЕС, конструкцій споруд, а також здійсненням природоохоронних заходів щодо запобігання або зменшення негативного впливу.

Закарпатська область відчуває великий дефіцит електроенергії, маючи в своєму розпорядженні власні діючі джерела, що забезпечують лише близько 10% потреб області: в даний час є 7 ГЕС, загальною встановленою потужністю близько 35 МВт і 1 сонячна електростанція, потужністю 10 МВт.

При цьому басейн р. Тисамає значні запаси гідроенергетичних ресурсів, які в межах України становлять 10,38 млрд. КВт · год. За потенційними запасами гідроенергоресурсів Закарпатська область в десять разів перевершує питомі показники України в цілому. Питомі запаси гідроенергетичних ресурсів на 1 людину в рік складають по Закарпатській області 8250 кВт · год., при середніх по Україні - близько 820 кВт · год.

Основою розвитку гідроенергетики може бути розроблена ПрАТ «Укргідропроєкт»«Схема раціонального використання водних ресурсів басейну р. Тиса».

В результаті техніко-економічного та екологічного зіставлення варіантів гідроенергетичного освоєння ділянок річок басейну, до подальшого розгляду був рекомендований варіант будівництва руслових низьконапірних ГЕС на рівнинних ділянках річки Тиса і нижніх ділянках річок Тересьва і Ріка, а також дериваційних ГЕС в їх верхів'ях, загальною потужністю близько 400 МВт і виробітком електроенергії близько 1,5 млрд. кВт · год. на рік.

Із пропонованих «Схемою ...» ГЕС тільки п’ять, що розташовані на українській ділянці р. Тиси, не є малими (встановленапотужність цих ГЕС становить понад 10 МВт). Крім того, необхідно відзначити, що представлені техніко-економічні показники на разі вимагають уточнення.

«Схемою ...» були вирішені наступні завдання:

- виробництво електроенергії на гідроелектростанціях, загальною встановленою потужністю 400-600 МВт, з річним виробітком близько 1600 млн. кВт · год., що забезпечить до 70 % потреб області;
- захист населених пунктів та сільгоспугідь від повеней з управлінням паводкового стоку;
- покращення соціальних умов населення за рахунок запобігання паводків, підвищення надійності енергозабезпечення, розвитку сільського господарства та туризму;
- стабілізація русла річки Тиси, особливо на ділянці державного кордону між Україною і Румунією;
- забезпечення зниження щорічних капіталовкладень, що спрямовуються на ремонти і реконструкцію захисних споруд;

- створення сучасної транспортної мережі між Україною та країнами Європи по трасі європейської магістралі Північ-Південь;
- створення нових робочих місць, використання існуючої і не затребуваною в даний час робочої сили.

Для першочергового освоєння гідроенергетичних ресурсів і здійснення протипаводкових заходів «Схемою ...» були запропоновані наступні ділянки:

- прикордонна ділянка з 6 гідровузлами на р.Тиса;
- українська ділянка з 5 гідровузлами на р.Тиса;
- нижня ділянка річки Тересьва з 4 гідровузлами;
- нижня ділянка річки Ріка з 4 гідровузлами.

Будівництво першочергових гідровузлів на прикордонній ділянці - ГЕС №11 і №12 (загальна встановленапотужність 30 МВт і середній річний виробіток електроенергії 113 млн. КВт · год) з улаштуванням захисних дамб може забезпечити захист м. Тячева, смт Бедевля і Тересьва (які неодноразово піддавалися повеням за останні десятиліття) і, в цілому, території, загальною площею 1400 га, в тому числі сільгоспугідь 740 га. Проектні роботи на прикордонній з Румунією ділянці р.Тиса проводились спільно з румунським інститутом ISPH, м Бухарест і в 1996 році були припинені через відсутність фінансування з українського боку. Роботи з будівництва каскаду гідровузлів повинні проводитися обома сторонами одночасно.

Ще на початку 2000-х ПрАТ«Укргідропроєкт» на замовлення фірми System Consulting. ltd (Будапешт) виконав передпроектні проробки з уточнення техніко-економічних показників каскаду з п'ятьма гідровузлами на українській ділянці р. Тиса, що складаються з 5-ти ГЕС із загальною встановленою потужністю 220 МВт і виробітком електроенергії 670 млн. кВт · год., захисних дамб, що забезпечують захист від повеней понад 3000 гектарів прилеглих до каскаду земель з 11-ма населеними пунктами і бічних протипаводкових ємностей, що забезпечують зменшення максимальної витрати на 1000 $м^3/с$ і зниження максимального рівня на 1 метр в створі водпоста Вілок (на кордоні з Угорщиною).

При виборі місця розташування станцій особлива увага приділялася наявності об'єктів природно-заповідного фонду, пам’яток історії та культури,курортних зон, мінеральних джерел і т.п. для мінімізації негативного впливу на довкілля. Всі станції розташовуються між існуючими протипаводковими дамбами, на території, що відноситься до водного фонду, де господарська діяльність заборонена. З урахуванням здійснення передбачених ВАТ "Укргідропроект" інженерних рішень та природоохоронних заходів, вплив каскаду ГЕС на навколишнє середовище прогнозується вкрай незначним.

Нижче представлена типова ГЕС на р. Тисі з протипаводкового ємністю (активний спосіб захисту) і огороджувальними дамбами і греблями (пасивний спосіб захисту).

Каскад з 4 ГЕС на нижній ділянці р. Тересьви пропонується загальною встановленою потужністю 19,36 МВт і річним середньо-багаторічним виробітком електроенергії 82,4 млн. кВт · год.

Огороджувальні греблі і захисні дамби, що входять до складу гідровузлів, дозволять надійно захистити від повеней населені пункти Добрянське, Терново, Вільхівці і Нересницю. Значно покращиться дорожня мережа, в тому числі і в результаті будівництва автомобільних переходів через споруди ГЕС №2 і ГЕС №4.

Загальна встановлена потужність каскадуз 4 ГЕС на нижній ділянці р. Ріка-16 МВт і річний середньобагаторічний виробіток електроенергії 20 млн. кВт · год. Огороджувальні греблі і захисні дамби, що входять до складу гідровузлів, дозволять надійно захистити від повеней прилеглі населені пункти.

Освоєння гідроенергоресурсів р. Тиса має велике значення ще й у зв'язку з тим, що Україна з 2003 р вступила в паралельну роботу з Європейською енергосистемою, щоправда, поки одним «Бурштинським островом» в складі Бурштинської ДРЕС, Калуської ТЕЦ і Добротвірської ТЕС, а також Теребля-Рікської ГЕС. Насичення "острова" маневреними потужностями істотно полегшить вирішення питань регулювання частоти і потужності в ньому.

Ці ж обставини стимулюють реконструкцію і розширення (з 27 до 58 МВт) Теребля-Рікської ГЕС, яка пропрацювала понад 60 років.

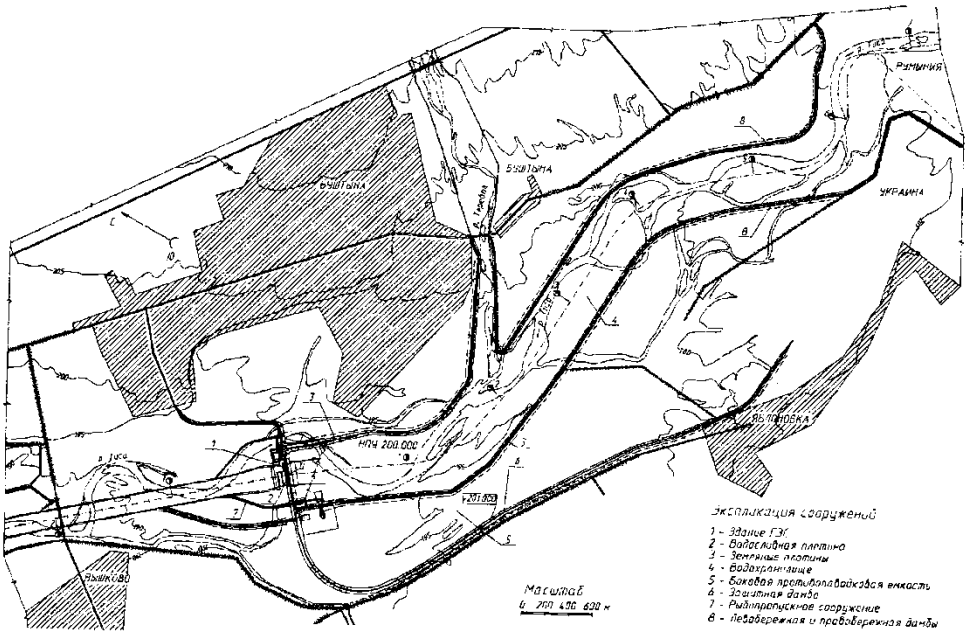


Рис. Типовой гидроузел каскада

Якщо масштаби паралельної роботи потребуватимуть розширення участі України з посиленням функцій регулювання, то для цього можуть бути використаніможливості Закарпатської (Тереблинської) ГАЕС, рекомендованої для будівництва на базі водосховища Теребля-Рікської ГЕС. Крім вдалого, стратегічно важливого місця розташування, ця електростанція потужністю 1000-1200 МВт з напорами близько 500 м зможе успішно конкурувати не тільки з розташованими на сході, а й західними майданчиками ГАЕС.

ВИСНОВКИ

1 Реалізація протипаводкових програм в басейні р. Тиса значною мірою повинна пов'язуватися з регулюванням водних ресурсів, які є народним надбанням. У використанні цих ресурсів зацікавлені ряд галузей і воно повинно бути багатоцільовим, комплексним, що підтверджується вітчизняним і світовим досвідом.

Ігнорування цього принципу, заснованого на гармонійній ув'язці інтересів всіх водокористувачів і водоспоживачів, може призвести до безсистемної забудови і, як наслідок, нераціонального використання не тільки водних, але і фінансових ресурсів.

2 Разом з тим, при багатоцільовому освоєнні річкового стоку можуть бути вирішені досить ефективно не тільки масштабні завдання протипаводкового захисту.

У «Схемі комплексного використання водних ресурсів басейну р. Тиса», розробленій інститутом «Укргідропроєкт» передбачено будівництво 11 ГЕС на р. Тисі та її притоках, в результаті чого за допомогою огороджувальних гребель (пасивний захист від повеней) загальною довжиною 140 км може бути захищено 17 населених пунктів (включаючи Берегове, Тячів, Хуст та ін.), а також понад 5000 га сільськогосподарських угідь.

Пропоновані при каскаді ГЕС на р. Тиса протипаводкові ємності сумарним об'ємом 69 млн.м^3 регулюватимуть паводок і, в залежності від моделі його формування, дозволять:

- зменшити розрахунковий паводок 1 % забезпеченості біля водпоста Вілок до 1400 м^3/с;
- знизити максимальний рівень р. Тисабіля водпоста Вілок в паводок 1 % забезпеченості від 0,4 до 1,4 м;

При цьому, на зазначених ГЕС загальною потужністю близько 400 МВт, може бути вироблено 1200 млн.кВт·год. на рік екологічно чистої безпаливної енергії, що забезпечило б 60-70 % місцевої потреби в ній і виключило б її передачу з інших регіонів, а, отже, і втрати в електромережах, що досягають 20 і

більше відсотків.

3 Пропоновані низьконапірні гідровузли розташовані в основному на незручних землях, що належать до водного фонду, де заборонена господарська діяльність, в межах існуючих захисних дамб і зон меандрування русел річок басейну р.Тиса з вузькими водосховищами (каналізована річка) з високим водообміном.

4 Будівництво гідровузлів пропонується в місцях, розташованих поза межами природоохоронних територій, пам'яток археології та культури, курортних зон, джерел мінеральних вод і т.д.

5 За рахунок виробітку електроенергії на ГЕС можлива економія близько 400 тис. тонн умовного палива.

6 Будівництво та функціонування гідровузлів комплексного призначення сприятиме:

- значному зниженню щорічних капіталовкладень в ремонти і реконструкцію захисних споруд;
- стабілізації прикордонної з Румунією ділянки р. Тиса;
- використанню інфраструктури гідроенергооб'єктів для будівництва захисних споруд і об'єктів соціальної сфери;
- розвитку міжнародного туризму і рекреаційних зон;
- покращенню соціальних умов населення за рахунок зниження паводків, підвищення надійності енергозабезпечення, а також за рахунок створення додаткових робочих місць;
- покращенню міжнародних транспортних зв'язків з використанням споруд ГЕС.

SZCZAWY CHLORKOWE W REJONIE KROŚCIENKA NAD DUNAJCEM (POŁUDNIOWA POLSKA)

Józef Chowaniec
Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy Oddział Karpacki

ХЛОРИДНІ МІНЕРАЛЬНІ ВОДИ (ЩАВИ) В РАЙОНІ КРОСЬЦЄНКА НАД ДУНАЙЦЕМ (ПІВДЕННА ПОЛЬЩА)

Юзеф Хованєц
Державний геологічний інститут, Карпатське відділення, Краків, Польща

WSTĘP

Krościenko nad Dunajcem położone jest w dolinie Dunajca i Krośnicy u podnóża Pienin, Gorców i Beskidu Sądeckiego. Na terenie dzisiejszego Krościenka istniała niewielka osada jeszcze przed 1241 r., spalona podczas najazdu tatarskiego [1]. Natomiast pierwszy dokument dotyczący Krościenka pochodzi z 1348 r., będący przywilejem lokacyjnym króla Kazimierza Wielkiego. W XVI wieku miejscowość stała się własnością królewską, która podlegała starostom czorsztyńskim. W 1811 r. dobra krościeńskie przejął cesarsko-królewski skarb austriacki, jednakże wkrótce zostały one wystawione na sprzedaż. W 1822 r. dobra te nabyła rodzina Grossów, a pięć lat później Henryk Gross na drodze zamiany gruntów uzyskał teren ze źródłami kwaśnej wody. Niebawem, polecił on dokonanie rozbioru chemicznego wody ze źródeł. Przeprowadzone badania wykazały właściwości lecznicze tych wód, a właściciel wybudował prymitywne urządzenia lecznicze oraz budynki mieszkalne.

W pierwszym okresie działalności zakład prosperował dobrze, dzięki sprzedaży butelkowanej wody mineralnej. Pod koniec XIX w. nastąpił stały regres, ponieważ Krościenko nie wytrzymało konkurencji z pobliską Szczawnicą. Pewne ożywienie nastąpiło przed pierwszą wojną światową, kiedy to do Krościenka nastąpił napływ kuracjuszy. Ponadto, znaczne dochody przynosiła sprzedaż butelkowanej wody mineralnej ze zdroju „Stefan”. Okres I wojny światowej nie przerwał rozwoju Krościenka, a lata międzywojenne ugruntowały jego pozycję jako modnego uzdrowiska i letniska.

Po II wojnie światowej Krościenko na powrót stało się znaczącym ośrodkiem leczniczym, letniskowym i turystycznym, jednakże po połączeniu ze Szczawnicą w 1973 r. w jeden ośrodek miejski, jego znaczenie znacznie zmalało. Pod koniec lat 80. XX w. obie miejscowości stały się znowu samodzielnymi miastami (ryc. 1).

Ryc. 1. Lokalizacja Krościenka na tle Mapy obszarów perspektywicznych występowania wód leczniczych i termalnych województwa małopolskiego [2]

Wody mineralne w Krościenku (dzielnica Zawodzie) znane są przede wszystkim z trzech źródeł – Stefan, Michalina i Maria (Anna), ujętych i pięknie zabudowanych. Wypływają z utworów piaskowcowo-łupkowych zaliczanych do warstw szczawnickich (paleogen dolny). Są to wody mineralne z zawartością dwutlenku węgla, w swym składzie chemicznym podobne do wód szczawnickich [2].

BUDOWA GEOLOGICZNA

Pod względem geologicznym rejon Krościenka należy do zewnętrznych Karpat fliszowych, zbudowanych z kilku odrębnych jednostek tektonicznych. Najbardziej wysuniętą na południe jednostką jest płaszczowina magurska kontaktująca z pienińskim pasem skałkowym (PPS) wzdłuż regionalnej strefy dyslokacyjnej. W budowie Karpat zewnętrznych biorą udział głównie skały fliszowe kredy i paleogenu stanowiące całkowicie formację morską [3]. Basen sedymentacyjny, w którym gromadziły się osady pochodzące z niszczenia otaczających go lądów oraz podwodnych garbów i

wypiętrzeń, charakteryzował się dużymi oscylacjami dna, osiągając głębokości rzędu 3-3,5 tysiąca metrów [4]. Najnowsze dane dotyczące głębokości pogrążeń i miąższości zerodowanych utworów fliszowych poszczególnych jednostek płaszczowiny magurskiej oparte są o badania mineralogiczne procesów diagenetycznych zachodzących w minerałach ilastych [5].

Utwory płaszczowiny magurskiej zajmują obszar na północ od linii wyznaczonej w przybliżeniu przez potoki Krośnica i Grajcarek, o prawie równoleżnikowym przebiegu. W okolicach Krościenka jednostkę magurską reprezentują warstwy szczawnickie i warstwy magurskie [6]. Warstwy szczawnickie wieku paleoceńskiego, o miąższości 350-400 m, wykształcone są w postaci łupków oraz piaskowców cienko- i średnioławicowych z wkładkami piaskowców gruboławicowych.

Najważniejszym ogniwem litostratygraficznym jednostki magurskiej są warstwy magurskie do których zalicza się piaskowce z Piwnicznej, łupkowe warstwy z Kowańca i piaskowce magurskie właściwe. W okolicach Krościenka występują jedynie piaskowce z Piwnicznej, które wykształcone są jako średnio- i gruboziarniste, miejscami zlepieńcowate piaskowce gruboławicowe o miąższości ławic do kilku metrów. Piaskowce te przeławicone bywają łupkami mikowymi. Ich miąższość w okolicach Krościenka i Szczawnicy zmienia się w granicach od 350 do 400 m [6].

Północna granica pienińskiego pasa skałkowego (PPS) z przyległymi fliszowymi utworami jednostki magurskiej ma przebieg na znacznej długości prawie równoleżnikowy i jak powyżej wspomniano biegnie wzdłuż potoku Krośnica, następnie na krótkim odcinku wzdłuż Dunajca między Krościenkiem a Szczawnicą i dalej ku wschodowi nieco na północ od potoku Grajcarek. PPS zbudowany jest z następujących mniejszych jednostek tektonicznych: czorsztyńskiej, niedzickiej, czertezickiej, braniskiej, pienińskiej i haligowieckiej. Jednostki te tworzą szereg sfałdowanych i ponasuwanych na siebie łusek. W kilku miejscach na obszarze PPS występują górnoeoceńskie i oligoceńskie piaskowce i łupki o charakterze fliszowym, zaliczane do jednostki złatniańskiej. Leżą one w postaci nieregularnych płatów na utworach starszych jednostek PPS, tworząc czapki tektoniczne.

WODY MINERALNE

Granica między wodami zwykłymi i mineralnymi została przyjęta w Polsce dla mineralizacji 1 g/dm3. Wody zasolone mają stężenia Cl- powyżej 1g/dm3, wody słonawe ogólną mineralizację między 3-10 g/dm3, wody słone między 10-35 g/dm3 i solanki powyżej 35 g/dm3 [7].

Do najczęściej prezentowanych sposobów występowania wód mineralnych na mapach, stosowany jest podział przestrzennego występowania wód mineralnych na obszarze Polski opracowany przez B. Paczyńskiego i Z. Płochniewskiego [8] oraz wymieniony również przez J. Chowańca i in. [9], który oparty jest o regionalne jednostki geologiczne i typy hydrochemiczne wód. Bardziej szczegółowy podział zaproponował S. Węcławik [10] dla części regionu karpackiego, obejmującego m.in. obszar Krościenka. Autor ten przedstawił mapę typów chemicznych wód z wydzielonymi strefami A, B i C. Strefa centralna (A) to głównie liczne przypowierzchniowe występowania szczaw zwykłych. Strefa przejściowa (B) to przypowierzchniowe występowania na obszarze Polski, w tym w rejonie Krościenka, Szczawy i Szczawnicy szczaw chlorkowych, tzn. szczaw posiadających podwyższone stężenia chlorków, bromków i jodków. Strefa zewnętrzna (C) to głównie wody słone i solanki występujące w głębokich otworach i przypowierzchniowe wody siarczkowe.

Pomijając strefę wód słodkich i akratopegów, tzn. wód o mineralizacji do 1g/dm3, głębokościowe występowanie wód mineralnych dzieli się zazwyczaj na trzy strefy hydrogeochemiczne: górną, środkową i dolną [11]. Strefa górna charakteryzuje się wodami młodymi w sensie geologicznym, o intensywnej wymianie wód pochodzenia infiltracyjnego, gdzie mineralizacja powstaje głównie wskutek rozpuszczania skał. Strefa środkowa zawiera wody infiltracyjne o bardzo powolnej wymianie oraz wody kopalne zarówno infiltracyjne jak i sedymentacyjne. Strefa dolna to wody sedymentacyjne i kopalne infiltracyjne całkowicie odseparowane od wód infiltracyjnych aktywnej cyrkulacji.

Posługiwanie się typowymi pojęciami stref hydrochemicznych zależnych od głębokości nie wydaje się jednak być uargumentowane w przypadku Karpat fliszowych, ponieważ na skutek ascenzji występują liczne powierzchniowe i przypowierzchniowe przejawy zasolonych wód nieinfiltracyjnych o wysokiej mineralizacji.

Obfite i zróżnicowane występowania wód mineralnych obserwuje się na całym obszarze Karpat zewnętrznych. Na większych głębokościach, w kompleksach piaskowcowo-łupkowych fliszu, występują wody słone i solanki, które wykorzystując strefy uskokowe mogą ascensyjnie dopływać do powierzchni, gdzie w przypadku mieszania się z wodami infiltracyjnymi ulegają rozcieńczeniu. Liczne strefy uskokowe, będące rezultatem fałdowania i wypiętrzania Karpat fliszowych, stwarzają także warunki dla tworzenia się szczaw w kompleksach piaskowcowo-łupkowych w przypadkach dopływu wgłębnego CO2. Taka sytuacja zaistniała w rejonie Krościenka, gdzie istnieje głęboka strefa tektoniczna ciągnąca się wzdłuż pienińskiego pasa skałkowego (PPS) i południowego zasięgu płaszczowiny magurskiej. Skomplikowana budowa geologiczna Karpat fliszowych powoduje, że bardzo często na powierzchni lub w strefie przypowierzchniowej, w tym w rejonie Krościenka, współwystępują wody słodkie i mineralne.

Zgodnie z podziałem wód mineralnych wprowadzonym przez O. Franko i in. [12] można przyjąć, że solanki, mieszając się z wodami infiltracyjnymi, uzyskują przynależność do struktury półotwartej. Do struktury półotwartej należą analizowane w rejonie Krościenka szczawy chlorkowe, zawierające pewien udział wody infiltracyjnej w przeciwieństwie do szczaw zwykłych tworzonych przez współczesne wody infiltracyjne oraz większość wód siarczkowych, które występują w strukturach otwartych. Powierzchniowe przejawy zarówno szczaw zwykłych, jak i chlorkowych występują jedynie na obszarach z obfitym dopływem CO2 pochodzenia wgłębnego. Strefy uskokowe z pewnością stanowiły szczególnie sprzyjające warunki dla wietrzenia skał i utworzenia się niektórych dolin rzecznych, takich jak np. dolina Dunajca (szczawy chlorkowe w rejonie Krościenka, Szczawnicy). Obecność licznych spękań w strefach uskokowych stanowi sprzyjające warunki zarówno dla stosunkowo głębokiej penetracji wód infiltracyjnych, jak i migracji wgłębnego CO2 ku powierzchni terenu, co jest czynnikiem decydującym w tworzeniu się szczaw, zwłaszcza w strefach aktywnej wymiany wody.

Przypowierzchniowe występowania szczaw chlorkowych znane są od wielu lat w Szczawie, Szczawnicy i Krościenku. Obecność szczaw chlorkowych związana jest z obszarami płytkiej penetracji wód infiltracyjnych, wynikającej z niskiej przepuszczalności utworów fliszowych i ascensyjnego dopływu wód nieinfiltracyjnych. Przejawy szczaw chlorkowych w Krościenku to jedynie kilka źródeł: Michalina, Stefan, Maria/Anna, i Dzikie oraz Z-1 i Z-2.o bardzo małej wydajności i stosunkowo niskiej mineralizacji. Sumaryczne zasoby wód mineralnych Krościenka wynoszą 0,126 m^3/h i są wykorzystywane do celów pitnych przez miejscową ludność, turystów i kuracjuszy [13].

Woda ze źródła Maria jest szczawą typu HCO3-Cl-Na-Ca, CO2, J, HBO2 o mineralizacji od 3,0 do 3,5 g/dm^3. Obok źródła istnieje altana z ławkami, na których można odpocząć, popijając źródlaną wodę. Wody ze źródeł Michalina i Stefan są szczawami typu HCO3-Cl-Na, CO2, Br, J, HBO2 o mineralizacji od 3,3 do 5,9 g/dm^3. Są one zrekonstruowane w latach 1972-1982 i atrakcyjnie ujęte [2].

GENEZA SZCZAW CHLORKOWYCH

Szczawy chlorkowe charakteryzują się stężeniami chlorków wyraźnie przewyższającymi typowe stężenia tła hydrochemicznego Cl□, Br□, J□ i HB02. Wczesne poglądy wiązały pochodzenie chlorków w szczawach chlorkowych z reliktowymi wodami sedymentacyjnymi mórz fliszowych. Szczegółowe badania izotopowe wód mineralnych wykluczyły jednak proste mieszanie się wody infiltracyjnej z sedymentacyjną wodą pochodzenia morskiego [14, 15].

Według skomplikowanego modelu mieszania się wód, prowadzącego do powstawania szczaw chlorkowych w polskich Karpatach fliszowych, jednym z istotnych składników wody nieinfiltracyjnej ma być woda dehydratacyjna pochodząca z przemian metamorficznych minerałów ilastych. Występowania metamorfizmu w Karpatach fliszowych nie zostało dotychczas stwierdzone. Z tego względu, A. Zuber [16] wyraził przypuszczenie, że wody dehydratacyjne, biorące udział w tworzeniu szczaw chlorkowych i niektórych solanek fliszowych, mogą pochodzić z dehydratacji minerałów ilastych, zachodzącej w czasie diagenezy kompakcyjnej. Ten pogląd został bardziej szczegółowo uzasadniony przez N. Oszczypkę i A. Zubera [17], jako zachodzący przypuszczalnie przy przechodzeniu smektytów w illity, chociaż pochodzenie znacznych stężeń chlorków i wysokich stosunków rNa+/rCl- (znacznie

powyżej 1) pozostawało nadal niezbyt klarowne.

Pochodzenie wysokiego zasolenia w szczawach chlorkowych i niektórych solankach Karpat fliszowych najprawdopodobniej można wiązać z nakładaniem się procesów dehydratacji i ultrafiltracji zachodzących w różnym stopniu przy diagenezie kompakcyjnej [9, 17, 18]. Według tych autorów, proces ultrafiltracji (odwróconej osmozy) zachodzi przy wymuszonym przez wysokie ciśnienie przepływie wody przez pakiety minerałów ilastych. Przykłady wód charakterystycznych dla poszczególnych etapów zawarte są w pracach A. Zubera i in. [19] oraz J. Chowańca [18] i J. Chowańca i in. [9]. Tak powstałe wody mogą w spękanych strefach uskokowych wędrować ku powierzchni terenu wskutek dużych ciśnień geostatycznych, ulegając w końcowym etapie tej wędrówki wysładzaniu przez lokalne wody infiltracyjne różnego wieku, tworząc szczawy chlorkowe w przypadku znaczącej obecności CO2, jak to ma miejsce między innymi w Krościenku. Najczęściej obserwuje się współczesne wody infiltracyjne zmieszane z ascendującymi wodami dehydratacyjnymi.

LITERATURA

1. KARWAN K., 1989 –Wody mineralne i lecznicze uzdrowisk karpackich.Wyd. AGH. Kraków.
2. CHOWANIEC J., FREIWALD P., OPERACZ T., WITEK K., 2010 – Atlas hydrogeoróżnorodności województwa małopolskiego (red. Chowaniec J., Freiwald P.). Wydawnictwo Kartograficzne „Compass”. Kraków.
3. DŻUŁYŃSKI S., SMITH A.J., 1964 – Flisz jako facja. Rocznik PTG34,1-2:245-266.
4. KOSZARSKI L., ŚLĄCZKA A., 1973 – Karpaty zewnętrzne (fliszowe). Kreda dolna i kreda górna. W: Budowa geologiczna Polski, T. I, cz. 2. Wyd. Geol., Warszawa.
5. ŚWIERCZEWSKA A., 2005 – The interplay of thermal and structural histories of the Magura Nappe in Poland and Slovakia. Mineralogia Polonica 36, 2: 91-144.
6 KULKA A., RĄCZKOWSKI W., ŻYTKO K., PAUL Z.,1991 – Objaśnienia do Szczegółowej Mapy Geologicznej Polski w skali 1:50 000, Arkusz Szczawnica-Krościenko (1050). Wydawnictwa Geologiczne. Warszawa.
7 DOWGIAŁŁO J., KLECZKOWSKI A.S., MACIOSZCZYK T., RÓŻKOWSKI A. (red.) 2002 – Słownik hydrogeologiczny. PIG. Warszawa.
8 PACZYŃSKI B., PŁOCHNIEWSKI Z., 1996 – Wody mineralne i lecznicze Polski. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa.
9 CHOWANIEC J., ZUBER A., CIĘŻKOWSKI W., 2007 – Prowincja karpacka. W: Hydrogeologia regionalna Polski, t. II. Wody mineralne, lecznicze i termalne oraz kopalniane (red. B. Paczyński i A. Sadurski). PIG, Warszawa, 78-96.
10 WĘCŁAWIK S., 1991 – Kompleksowa metodyka badań ochrony surowców balneologicznych przed oddziaływaniem przemysłu. Studia i Rozprawy, 11. Wyd. CPPGSMiE PAN, Kraków.
11 PAZDRO Z., KOZERSKI B., 1990 – Hydrogeologia ogólna. Wyd. Geol., Warszawa.
12 FRANKO O., GAZDA M., MICHALICEK M., 1975 – Tvorba a klasifikacia mineralnych vod zapadnych Karpat. Geol. Ustav Dioniza Stura. Bratislava.
13 RAJCHEL L., JÓZEFKO I., MOTYKA J., RAJCHEL J., 2003 – Zasoby i wykorzystanie wód mineralnych Szczawy, Krościenka i Szczawnicy. W: Współczesne problemy hydrogeologii. T 14 LEŚNIAK P.M., 1980 – The origin of the chloride waters at Wysowa, West Carpathians – chemical and isotopic approach. Acta Geol. Pol. 30: 519-550.
15 DOWGIAŁŁO J., 1980 – Poligenetyczny model karpackich wód chlorkowych i niektóre jego konsekwencje. W: Współczesne problemy hydrogeologii. U.W., Warszawa: 275-290.
16 ZUBER A., 1987 – O pochodzeniu wód typu zuber. W: 25 lat górnictwa uzdrowiskowego. Wyd. AGH, Kraków, 37-51.
17 OSZCZYPKO N., ZUBER A., 2002 – Geological and isotopic evidence of diagenetic waters in the Polish Flysch Carpathians. Geologica Carpathica, 53 4: 1-13.
18 CHOWANIEC J., 2009 –Studium hydrogeologii zachodniej części Karpat polskich. Biul. Państw. Inst. Geol. Hydrogeologia. Nr 434, z. VIII.
19 ZUBER A., RÓŻAŃSKI K., CIĘŻKOWSKI W., (red.) 2007 – Metody znacznikowe w badaniach wód podziemnych – poradnik metodyczny. Wyd. Politechn. Wrocł., Wrocław.

ГЕОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ЕКСПЛУАТАЦІЙНИХ ЗАПАСІВ ВОДОЗАБІРНОЇ ДІЛЯНКИ ГОЛУБИНСЬКОГО РОДОВИЩА МІНЕРАЛЬНИХ, ЛІКУВАЛЬНО-СТОЛОВИХ ВОД

Яремович М.В., Базіляй С.Б.[1], Панченко А.В.[2]
[1]ТзОВ «Геол-Тех», м.Львів, [2]НУ «Львівська політехніка», м. Львів

GEOLOGICAL AND ECONOMIC EVALUATION OF THE EXPLOITABLE RESERVES OF THE WATER EXTRACTION AREA OF GOLUBYNSKE MINERAL MEDICAL AND DRINKING WATER DEPOSIT

YaremovichM.V., BaziliaiS.B. [1], PanchenkoA.V. [2]
[1]LLS «Geol-Tech», Lviv, [2]NU«Lviv Polytechnic»,Lviv

We’veconducted a research of Golubynske Mineral Carbon Dioxide Water Deposit Situated in Zakarpatska Oblast, Ukraine. The deposit includes two wells (3-p and 12-p) which have been personnel conducted geological and economic evaluation of the Exploitable Reserves of the Water Extraction Area of Golubynske Water Deposit. In accordance with the evaluation we suggest to categorizet hew hole volume oft heev aluated resources as industrial “B” category and to establish a project time line for the water resources exploitation for the next 25 years.

Голубинське родовища мінеральних вуглекислих вод, складається з двох автономних водозаборів – свердловини 3-р та свердловини 12-.р. Обидві ділянки Протоколом ДКЗ України № 462 від 13.04.1998 р. виділені як окремі ліцензійні ділянки. Ділянки розташовані в 820 м одна від одної на різних берегах річки. Вони каптують різнігідравлічно автономні колекторські осередки. Свердловини 3-р та 12-р виводять вуглекислу гідрокарбонатну натрієву воду різної мінералізації та пропорції основних компонентів. Це визначає можливість провести автономну геологічну оцінку двох ділянок Голубинського родовища, які розробляються одним підприємством та спільну економічну оцінку рентабельності сумісної розробки ділянок.

За правилами назв ділянок в реєстрі корисних копалин не прийнято давати назви «свердловина №». Пропонуємо назвати ділянки за назвою водоспоживача: «Кришталеве джерело-1» з водозабірною свердловиною № 3-р та «Кришталеве джерело-2» з водозабірною свердловиною № 12-р.

Голубинське родовище розташовано у Закарпатській області, Свалявському районі, на території сіл Солочин та Голубинне. В геоструктурному плані територія району знаходиться у флішовій міогеосінкліналі Карпат, представленої теригенними крейдовими та палеогеновими відкладами, структурованими альпійським тектогенезом у покривні структури різних порядків – від крупних покривів до численних лінійних складок. Родовище знаходиться у межах Бачавського покриву, який є також автономною структурно-фаціальною зоною, верхньокрейдові відклади якої представлені кварц-плагіоклазовими пісковиками бачавської світи.

Генетично родовище пов’язано з системою регіонального лінійногоПінійського розривупізньо-пліоцен – раннє-плейстоценового віку, який розриває альпійські насувні структури міогеосінкліналі Карпат без порушень їх плану та сягає субстрату Карпат, складеного вапняковими утвореннями. Пінійський розрив, утворений рухами розтягання супроводжується зонами відкритої тріщинуватості з яких із вапнякових утворень субстрату поступає вуглекислота і насичує підземні води, які циркулюють у цих зонах. Агресивна вуглекислота вилужує із плагіоклазів пісковиків бачавської світи натрій не пов’язаний з хлором, і утворюються мінеральні гідрокарбонатні натрієві вуглекислі води. Водна система в тріщинуватих зонах Пінійського розриву утворює ряд родовищ вуглекислих мінеральних вод, одним з яких є Голубинське. Всі родовища приурочені до річкових долин, які утворились завдяки порушенням молодими розривами щільності порід.

Колекторами мінеральних вод є лінійні тріщинуваті зони молодих розривів. Вони виводять інжекційним шляхом мінеральну вуглекислу воду з мінералізацією

9,0-12,0 г/дм^3 (типу «Поляна квасова», свердловини на родовищі № 8-р,9-р та 12-р). У місцях де ці зони перетинаються з осередками тріщинуватості вивітрювання гірських порід, утворюються колекторські осередки з підвищеною тріщинуватістю, в яких природним шляхом змішуються води мінеральні та інфільтраційні, утворюючи води з мінералізацією 3,0-5,0 г/дм^3 (типу «Лужанська», на родовищі свердловини 3-р, 4-Е,7-ГП).

Голубинське родовища та її окремі ділянки характеризуються високо складною геологічною будовою, складними гідрогеологічними та гідрохімічними умовами та відносяться до найвищої – 3-ї категорії складності для цілей розвідки та умов розробки.Родовище структуровано в плані використання мінеральних вод – окремі колекторські осередки розробляються санаторіями: ТзОВ «Санаторій «Квітка полонини» та ТзОВ «Санаторій «Кришталеве джерело», заводами розливу «Луги» (ПрАТ «Свалявські мінеральні води») та «Маргіт» (ТзОВ «Маргіт»). Всі водозабори мінеральних вод Голубинськогородовища каптують окремі колекторські осередкимінеральних вод та працюють гідравлічно автономно, без впливуна рівні води у свердловинах та якість вод на інших ділянках.

Перша розвідка з оцінкою запасівпроведенана Голубинському родовищі у 1961-69 рр. Запаси мінеральних підземних вуглекислих вод затверджені в об'ємі 286 м^3/д за категорією «В» та 56 м^3/добу за кат «C_1» з правом розробки тільки запасів кат. «В». Запаси розподілені по водозабірних свердловинах. У т.ч. по свердловині № 3-р запаси мінеральної води затверджені в об'ємі 50 м^3/добуза категорією «В», по свердловині 12-р – в об'ємі 1,5 м3/добу за категорією «В» та 28.0 м3/добу за категорією «C_1».

Санаторій «Кришталеве джерело» побудований у 1984 році Свалявським ЛХК. З 1985 року розробляє два водозабори: свердловини № 3-р та свердловини № 12-р. У 1992 році у санаторії змінився власник – утворено ЗАТ «Санаторій «Кришталеве джерело». У 2014 – 2017 році, санаторій знов новим - теперішнім - власником (ТзОВ «Санаторій «Кришталеве джерело») був капітально перебудований і працює з жовтня 2017 року.

Свердловина 3-р Голубинського родовища глибиною 80 м пробурена у 1964 році, як розвідувальна. На даний час (принаймні з 2000 року) в свердловині знаходиться обірваний насос, який не можна підняти. Діючий водопідйомний насос встановлений на глибину 49м, голова насосу знаходиться на глибині 47 м, що визначає допустимий динамічний рівень у 45.0 м. Це обмежує реальну продуктивність свердловини.

Проведені у 2019 році досліди підприємством ТзОВ «Геол-тех», у першу чергу, дослідно-експлуатаційна 9- місячна відкачка з дебітом 37,78 м3/добу із стабільним динамічним рівнем останні 6 місяців у 38,11 м, та наступні 2 місяці експлуатації, при стабільному співвідношенні дебіту та динамічного рівня, а також якості води, обґрунтовують запаси у 36,0 м^3/добу для родовищ 3-ї категорії складності. Крім того, був проведений аналіз режиму експлуатації за періоди отримання надійних даних – 2007-2008 рр., та 2015-2018 рр. Було встановлено зниження статичного рівня у свердловині на 7 метрів за 50 років розробки, тобто спрацювання напору. Із врахуванням можливого продовження процесу зниження напору, розрахунковий динамічний рівень на кінець 25-річного терміну використання запасів в об'ємі 36,0 м^3/д склав би 44,0 м, при допустимому = 45,0 м.Враховуючи існуючі ризики при можливому продовженню процесу, автори запропонували затвердити запаси мінеральної води св.3-р на 10-річний термін розробки. За зауваженнями експертів, які звернули увагу на стабільність гідродинамічного режиму протягом всього періоду проведення польових фільтраційних дослідів 2019 - лютого 2020 рр. (Г.Г.Лютий), автори вважають можливим запропонувати до затвердження термін розробки ділянки з відборами 36,0 м^3/добу на нормативний 25-річнитй період.

Якість води свердловини № 3-р протягом всього періоду розробки та проведення фільтраційних дослідів 2019-20 рр. залишалась незмінною.

Зважаючи на тривалий період 50-річний використання розвідувальної свердловини 3-р в якості водозабірної та обмеженість допустимого рівня внаслідок непрохідності насосу глибше 49 м,рекомендуємо заміну свердловини 3-р на її експлуатаційний дублер – свердловину 3-РД, конструкція якої дозволяє її

використання як експлуатаційної. Ця свердловина пробурена в 6 м від св. 3-р в першій зоні ЗСО у 2018 році, але не введена в «Спеціальний дозвіл… « № 2827. Ця свердловина була використана в якості спостережної при відкачці св. 3-р. Рівні у свердловинах при відборах із свердловини 3-р відрізнялись всього на 0,37 м. Конструкція св. 3-РД , глибиною 100 м, дозволяє установку насосу на глибину 90 м, що дозволить понизити рівень принаймні на 70 м. ПРід час проведеної сумісно місячної відкачки св.3-р та 3-РД з загальним дебітом 50 м^3/д, стабільні рівні у свердловинах встановились ≈ 38,05 м. на 4-й день від початку і залишались стабільними до кінця досліду (24 доби). Тобто отримані кращі результати, ніж при відборі тільки із св.3-р. Медичний висновок УкрНДІМРіК визначає ідентичність мінеральної води св.3-РД і 3-р. Тобто заміна буде коректною.За ступенем вивченості, а також обґрунтованості реальними дослідами 2019 року та аналізом всього періоду попередньої експлуатації водозабору св. 3-р (1971 – 2020 рр.), пропонуємо віднести весь об'єм оцінених запасів – 36,0 м^3/добу до промислової категорії «В». Запаси оцінені станом на 01.03.2020 року. Зважаючи на можливе зниження статичного рівня протягом наступних 25-ти років розробки ділянки на 6,5 метрів, тобто до 44,0 м, та критичного наближення його до допустимого = 45,0 м. Пропонуємо термін розробки запасів прийняти на 25 років і до завершення проектного терміну використання запасів включити нову свердловину 3-РД, конструкція якої дозволить здійснити приріст запасів за рахунок збільшення допустимого зниження рівня, в «Спеціальний дозвіл…» в статусі дослідно-промислової розробки з перспективою заміни св. 3-р.

Свердловина 12-р Голубинського родовища була випробуванаТзОВ «Геол-Тех» короткочасною відкачкою та 16-місячним випуском. За результатами випуску експлуатаційні запаси мінеральної води св. 12-р були затверджені Протоколом « 6234 від 28.04.1971 року за калорією «В» в об'ємі 1,5 м^3/добу. Крім того були затверджені (без права використання) запаси категорії «C_1» в об'ємі 28,0 м^3/добу.

Вода свердловини середньомінералізована(7 -8,5 г/дм3). Використовується для лікувального пиття виключно в бюветі санаторію. Заявлена потреба у воді становить 1,5 м3/добу. Реальне використання - не більше 0,5 м^3/добу, в середньому за 2019 рік 0,33 м^3/д. Свердловина була пробурена у «чистому полі». Однак, після будівництва санаторію опинилась у цоколі капітальної будівлі корпусу санаторію. Експлуатаційні запаси мінеральної води свердловини 12-р оцінені за проведеним дослідно–експлуатаційним випуском протягом дев'яти місяців 2019 року, зі стабільним дебітом 1,55 – 1,84, середній 1,67 м^3/добу. Отримані результати кореспондуються з отриманими під час першої розвідки 1964-69 рр., та підтверджують першу оцінку ДКЗ СРСР (Протокол№6234 від 28.04.1971 року) - 1,5м^3/добу за категорією «В» за умовою вільного виливу. Слід також відзначити, що вільний вилив із свердловини здійснювався з 1985 року до 2020 З(за виключенням 2018 р.) і продовжується далі без зміни дебіту виливу.

За умовами санітарно-екологічної охорони водозабірної свердловин 12-р знаходиться в цоколі корпусу санаторію «Кришталеве джерело». Експлуатація свердловини можлива виключно за умови вільного виливу води. Примусова експлуатація свердловини заборонена Державною санітарно-екологічною експертизою (додаток А-6). Мінеральна вода свердловини № 12-р використовується виключно як лікувальна в бюветі санаторію. Заявлена потреба у воді становить 1,5 м^3/добу. Санаторій не планує в перспективі використання води свердловини 12-р в об'ємі, більшому від 1,5 м^3/добу.

В зв'язку з викладеним у п.2, експлуатаційні запаси мінеральної води, затверджені у 1971 році в умовах примусового видобутку за той час непромисловою категорією «C_1» в об'ємі 28 м^3/добу, не можуть бути використані і підлягають списанню з державного балансу корисних копалин України.Запаси оцінені в об'ємі 1,50 м^3/добу за категорією «В» станом на 01.03.2020 року. Враховуючи рекомендації експертів про позитивний прогноз збереження якості мінеральної води св.12-р в часі, автори пропонують прийняти проектний термін розробки запасів на 25 років.

Розділ 4
ПРОБЛЕМИ ОХОРОНИ ПРИРОДИ

Chapter 4
ENVIRONMENTAL PROBLEMS AND NATURE PROTECTION

УЧАСТЬ ТЗОВ «ІНСТАЛПЛАСТ» У ПРОЦЕСІ ВИВЧЕННЯ ТА ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ Й ОХОРОНИ ПРИРОДНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ ТА УКРАЇНИ В ЦІЛОМУ

Р. Журавель
ТзОВ Інсталпласт

INSTALPLAST COMPANY IN THE PROCESS OF STUDYING AND SOLVING OF THE PROBLEMS OF NATURAL WATERS RATIONAL USING AND PROTECTION IN THE CARPATHIAN REGION AND WHOLE UKRAINE

R. Zhuravel
Instalplast Company

ТзОВ “ІНСТАЛПЛАСТ” - вітчизняний виробник полімерних труб та поліетиленових ємностей для вузлів інженерних мереж з водопостачання та водовідведення, успішно працює на ринку України із 1994 року. Протягом цього періоду підприємство нарощує свої потужності та освоює нові технології, при цьому декларуючи та забезпечуючи високу якість виробів.

Процес вивчення та вирішення проблем раціонального використання й охорони природних вод Карпатського регіону та України в цілому, у більшості випадків потребує правильного, а місцями і нестандартного інженерного рішення, від якого буде залежати майбутнє того чи іншого регіону та відповідно й добробут його населення.

ТзОВ «Інсталпласт» маючи кваліфікованих спеціалістів та великий досвід участі у різних проектах та будівництвах об`єктів місцевого та державного значення у сфері водопостачання та водовідведення, завжди готове до співпраці та виконання поставлених завдань.

Завдяки наполегливій праці керівництва ТзОВ «Інсталпласт» та бажанні розвиватися, на підприємстві запущено ряд нових технологічних ліній іноземного походження, що дозволяють збезпечити ринок України полімерними виробами, які являються доступними аналогами дорогих імпортних виробів а саме:

Труби із ПОЛІПРОПІЛЕНУ:

- гладкостінні для внутрішньої каналізації DN 32, 50 і 110мм., та фасонні частини до них;
- двошарові гофровані “IPlast-cor”, SN8, для зовнішньої каналізації DN 110, 160, 200, 300, 400, 500, 600, 800 і 1000мм., та фасонні частини до них;

Труби із ПОЛІВІНІЛХРОРИДУ:

- для зовнівнішньої каналізаці, DN 110, 160, 200, 250, 315 і 400мм., та фасонні частини до них;
- для свердловин (з різьбою), DN 110, 125, 140, 160 і 200мм., та фасонні частини до них;
- для напірних водопровідних мереж (розтрубне з'єднання 6 і 10bar.), DN 110, 160, 225, 315 і 200мм., та фасонні частини до них;
- для дренажних мереж, DN 50 і 110мм., та фасонні частини до них;

Труби із ПОЛІЕТИЛЕНУ марки 100:

- для водопровідних мереж та напірної каналізації, DN 16-400мм., та фасонні частини до них;
- для газопровідних мереж, DN 25-400мм., та фасонні частини до них;

Труби із ПОЛІЕТИЛЕНУ марки 100, за технологією “KRAH”:

- гладкостінні поліетиленові труби “БІГПАЙП” - для магістральних водопровідних та інших напірних мереж, із внутрішніми діаметрами, 300, 550, 750, 1000, 1200, 1400, 1600, 2000 та 3000 мм., довжиною труб 6000 мм.

Методи з'єднання труб: - зварне з'єднання в стик та зварне електрофузійне з'єднання в розтрубі;

- профільовані поліетиленові труби “БІГКАН” - для безнапірних каналізаційних колекторів, із внутрішнім діаметром - 300, 550, 750, 1000, 1200, 1400, 1600, 2000 та 3000мм., довжина труб 6000 мм., Діапазоном значень кільцевої жорсткості від SN 2 до SN 16 стандартно, при потребі до SN 32.

Методи з'єднання труб:

- з'єднання в розтрубі за допомогою ущільнюючих манжет; при неохідності зварне електрофузійне з'єднання в розтрубі.

Поліетиленові профільовані труби “БІГКАН” в якості самопливних каналізаційних колектрів були прокладені в м. Львові:

- вул.Стуса - DN 1600мм., SN 10, протяжністю 520 м.п.,
- вул. Личаківській - DN 1600мм., SN 8, протяжність 1000 м.п.,
- вул. Замарстинівській - DN 1000мм., SN 8, та DN 1600мм., SN 10,
- пл. Двірцевій - DN 1600мм., SN 10,
- вул. Шевченка (квазікільце) - DN 550мм., SN 10, та DN 1000мм., SN 10,

Безнапірний каналізаційний колектор із труб “БІГКАН”, DN 1200 мм., SN 16, загальною протяжністю 800 м.п., прокладений на території ПАТ “Запоріжсталь”.

Поліетиленові вироби із профільованої труби “БІГКАН”, (каналізаційні колодязі, септики, жировловлювачі, нафтовловлювачі, каналізаційні насосні станції, вертикальні та горизонтальні резервуари для харчового та технічного призначення) виготовлені за Німецькою технологією “KRAH”, дуже добре себе зарекомендували на ринку України та за її межами. Завдяки їхнім технічним показникам, а це: міцність, герметичність, стійкість до абразивного стирання та нейтральність до впливу різних агресивних середовищ, дані поліетиленові вироби успішно працюють, виконуючи свої функції.

ВИТРАТИ ВОДИ Й РОЗПОДІЛ СТОКУ В ДЕЛЬТІ ДУНАЮ

П.С. Лозовіцький
Київ

WATER DISCHARGE AND FLOW DISTRIBUTION IN THE DANUBE DELTA

P. S. Lozovitskii
Kyiv

The results of the morphometric parameters of the water flow in the Danube channel and its branches are presented. The distribution of water discharge and annual runoff by branches of the Danube delta for the period 1962-2016 was analyzed.

Вступ. Річка Дунай є найбільшою в Центральній і Південно-Східній Європі й належить до басейну Чорного моря. За довжиною й площею водозбору Дунай - друга річка в Європі після Волги й займає 24-е місце серед річок Землі. Загальна площа басейну річки Дунай становить 817 тис. км^2, що перевищує площу України (604 тис. км^2) і становить 8% загальної території Європи.

Річка Дунай утворюється від злиття двох гірських струмків Бреге й Бригах, які беруть свій початок на східних схилах Шварцвальда на висоті 678 метрів над рівнем моря, стікають у долину й зливаються в районі міста Донауешинген. Різниця рівнів Дунаю між верхньою й нижньою його відмітками становить 678 м (для порівняння - у Дніпра вона рівна всього лише 220 м). Загальна довжина річки становить 2783,4 км, з яких 2414 км (від Кельхейма до Сулини) – судноплавні

Вершина дельти знаходиться в 23 км вище Ізмаїла, де Дунай спочатку розділяється на Кілійське гирло й Тульчинський рукав. Тульчинський рукав нижче Тулчи розділяється на Сулинське й Георгіївське гирла. Гирла з'єднуються між собою протоками, каналами й, у свою чергу, при впаданні в Чорне море розділяються на ряд дрібних гирл.

Кілійська дельта Дунаю у своєму розвитку була: одно гирловою (1700-1770 рр.); мало гирловою – до 20 (1771-1856 рр.); багато гирловою – 40-60 (1856-1956 рр.); мало гирлова – 19 (1957 р.), 16 (1980 р.), 15 (1889 р.), 14 (1993 р.). В процесі формування дельти одні рукави відмирають, утворюються інші [4].

Мета досліджень: установити основні параметри стоку й витрати води річки Дунай – м. Рені, рукавів: Кілійський – Ізмаїл та Вилкове, Очаківський – Вилкове, Соломонів – Ліски, Старостамбульський – Бистре, Східний – Східна, Бистрий – Бистре. Основні й найбільш повні параметри стоку й витрати води річки вивчали в пунктах спостережень: м. Рені, м. Ізмаїи, м. Кіоія, м. Вилкове, с. Ліски, Бистрий, Східна [1, 5, 6].

Методи досліджень базуються на системному аналізі та загальних принципах об'єктивності, причинності, актуальності й еволюційності. З традиційних загальнонаукових методів застосовано спостереження, аналіз і синтез, порівняння й аналогія, узагальнення та абстрагування, методи математичної статистики та теорії ймовірностей. Формування баз даних та математичну обробку результатів досліджень здійснювали в середовищі Microsoft Excel, Costat, Statistic. шляхом систематизації й оцінки одержаної інформації методами табличного і графічного зображення, кореляційного, регресійного і дисперсійного аналізу, виконаного на ПЕОМ із застосуванням стандартного пакета програм.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ І ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Гідрологічні параметри. У районі 54 милі (гідропост Орлівка) ширина Дунаю з 1959 р. до 2016 р. змінювалася: від 678 м (17.09.1962 р. при максимальні глибині 15,7 м і площі поперечного перерізу 6160 м^2) до 916 м (26.07.2013 р. при максимальній глибині 19,0 м і площі поперечного перерізу 10100 м^2). Швидкість течії в річці Дунай в Орлівці змінювалася від 0,2 м/с (при витраті води 1250 м^3/с й площі поперечного перерізу русла зайнятого водою 6050 м^2) до 1,576 м/с (при витраті води 16200 м^3/с й площі поперечного перерізу водного потоку 10210 м^2)

В районі Ізмаїльського Чаталу (за розгалуженням Дунаю на Кілійський та Тульчинський рукави) ширина Дунаю змінювалася від 400 м (9.09.2012 р. при середній та максимальній глибині 7,9 та 15 м і площі поперечного перерізу потоку 3140 м^2 та витраті води 1340 м^{3}с) до 585 м (8.06.1929 р. при середній глибині 10,1 м площі поперечного перерізу 5910 м^2 та витраті води 5910 м^3/с). Швидкість потоку води у Кілійському гирлі в районі Ізмаїльського Чаталу змінюється від 0,2 м/с (при витраті води 1200 м^3/с й площі поперечного перерізу 6410 м^2) до 1,717 м/с (при витраті води 14900-16100 м^3/с й площі перерізу потоку води 8680 м^2).

Морфометричні параметри русла Дунаю в районі 44 милі та Кілійського й Тульчинського рукавів у Ізмаїльському Чаталі в 1974 р. приведено на рис. 1.

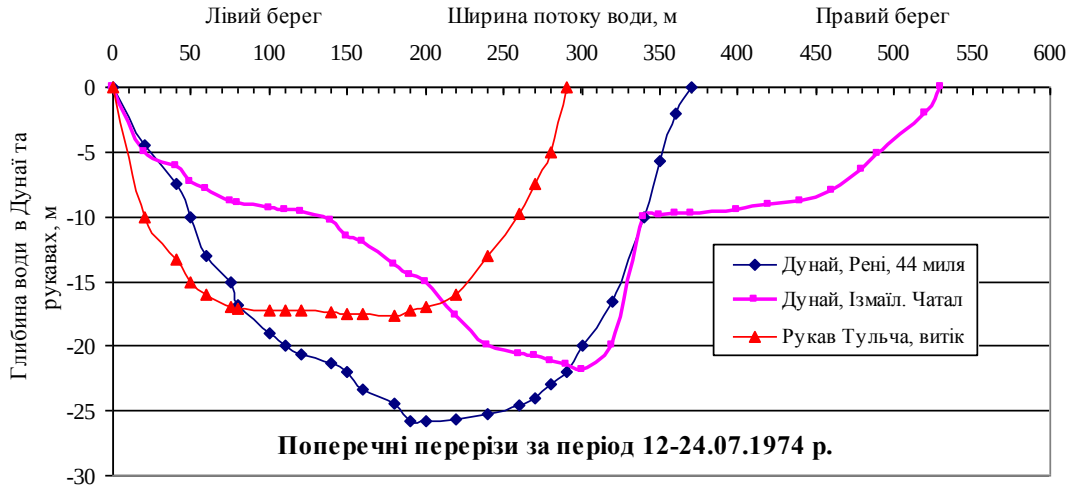


Рис. 1 . Морфометричні параметри русла Дунаю в Рені (44 миля) та Кілійського й Тульчинського рукавів у районі Ізмаїльського Чаталу

Виміряні морфометричні параметри русел рукавів Кілійської дельти Дунаю за 1946-2016 роки наведено в таблиці 2. Необхідно відмітити, що русла рукавів (особливо судноплавних) неодноразово очищали від намулів, що й позначається

на різкій зміні глибини й інших морфометричних параметрів водного потоку.

Таблиця 1. Морфометричні параметри потоку води в рукавах Кілійського гирла

Рукав	Витрата води, $м^3/с$	Площа перерізу, $м^2$	Швидкість течії, м/с		Ширина, м	Глибина, м	
			середня	максим.		середня	максим
Кілійський -Кислиця	1010-5400	2230- 4500	0,35-1,85	0,53 – 2,26	315 - 430	6,8-9,9	9,6-16,1
Прямий - Ліски	450-2500	1150-1920	0,33 – 1,58	0,42 -2,01	167-390	4,05-10,76	8,0-16,1
Іванешть -Кислиця	258-1570	906-1570	0,3-1,26	0,37-1,66	160-210	5,1-7,9	8,9-12,6
Кілійський - Кілія	981-7700	2930-6020	0,2-1,31	0,25-1,80	278-491	6,1-17,7	16-33,6
Кислицький - Кислиця	34,3-1020	163-1290	0,18-0,88	0,23-1,29	59-300	2,1-6,3	4,4-14,4
Степовий - Кислиця	0,2-65,6	4,7-215	0,05-0,45	0,06-0,59	6-89,0	0,8-3,51	1,39-5,3
Соломонів - Ліски	432-3990	1500-2490	0,29-1,77	0,36-2,26	165-302	5-10	7,5-15,2
Кілійський - Вилково	1200-7900	4520-6220	0,25-1,66	0,33-2,14	545-675	7,3-14,7	10,1-23,4
Очаківський - Вилково	238-3189	968-2220	0,22-1,44	0,28-1,84	160-300	5-10,2	8,1-16
Білгородський - Вилков	1,71-32,2	10,6-66,8	0,1-0,53	0,14-0,67	13-33,5	0,75-2,06	1,14-3,49
Анкудінов - Вилково	23,6-184	80-230	0,18-0,84	0,24-1,15	37,5-56	2,65-4,64	4,97-6,9
Полуденний - витік	29-280	143-318	0,12-0,89	0,22-1,27	51-64	2,23-5,6	3,7-7,5
Прорва	55,9-1150	328-909	0,19-1,47	0,29-2,12	103-190	2,51-6,6	5,5-11,9
Старостамбульський	470-3510	1890-2590	0,24-1,47	0,34-1,96	302-373	5,7-7,5	11,2-20,3
Бистрий - Бистре	247-2500	838-1620	0,25-1,61	0,34-2,03	134-195	5,7-8,6	8,2-13,6
Потапівський	80,1-1690	516-1470	0,17-1,31	0,23-1,73	108-217	2,78-8,3	4,7-12,7
Гнеушев	9,98-330	149-372	0,05-0,93	0,07-1,28	57,8-90	2,03-4,95	3,92-10,4
Східний	5,76-262	178-322	0,03-0,91	0,05-1,26	53,5-128	2,71-4,56	3,3-5,9
Циганський	12,6-295	88,5-358	0,09-0,93	0,21-1,3	30-62	1,92-5,9	4,3-7,5
Лімбюа	3,36-112	34,7-168	0,07-0,7	0,1-0,96	27-52,5	1,29-4,0	1,9-7,2
Курильський	0-103	68,1-155	0-0,69	0-0,98	28-65	1,56-3,46	2,55-5,7

Коливання рівня води (між найвищими й найнижчими відмітками) протягом року в пункті спостережень Рені перевищували 400 см в 1953, 1954, 1963, 1970, 1980, 2010, 2011 і ін. роках. А це значить, що максимальні річні витрати в ці роки перевищували 9300 $м^3/с$. При цьому, найвищий історичний рівень за час спостережень (1860-2017 рр.) в Рені становить 619 см (6.07.2010 р.).

Пересічна витрата води річки Дунай 6460 $м^3/с$. Об'єм середньорічного стоку Дунаю рівний 203 $км^3$ (для порівняння - річний стік Дніпра рівний 52 $км^3$, а Дністра й Десни - 10 $км^3$). У посушливі роки водність Дунаю значно менша і річний стік становить від 123 $км^3$/рік (1921 р.), у багатоводні зростає до 313 $км^3$/рік (1941 р.) [3, 7].

Найбільш багатоводними місяцями на Дунаї є квітень, травень, і червень: на частку кожного випадає до 10-12 % річного стоку. Мінімальним стік спостерігається у вересні - жовтні (5,5 - 6 %) річного стоку [23].

Найбільші притоки Дунаю, що беруть свій початок на території України – рр. Тиса, Прут, Серет формують близько 15 $км^3$ води за рік. Це лише 7,3 % річного стоку Дунаю [2].

Середні багаторічні витрати води Дунаю за 1962-2016 рр. у Рені склали 4160-9620 $м^3/с$, у Ізмаїлі – 2550-5540, у Вилковому – 2360-5770 $м^3/с$. Динаміку середньорічних витрат води рукавів Дунаю у різних пунктах спостережень приведено на рис. 2.

Автором встановлено тісну пряму поліноміальну кореляційну залежність між рівнем води (Н) на посту Дунай – Рені і витратами (рис. 3). Отже, витрата води (Q) в залежності від рівня води в річці (Н, см) визначається за формулою:

$$Q\ (м^3/с) = 0{,}0166\ H^2\ (см) + 11.575\ H + 2036{,}8$$

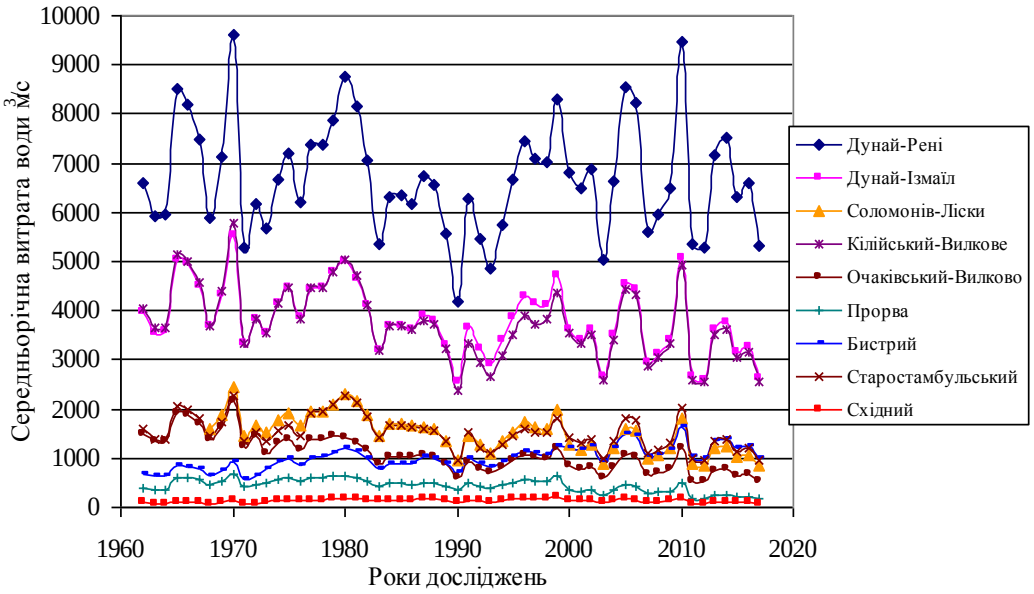


Рис. 2. Динаміка середньорічних витрат води Дунаю та його рукавів у різних пунктах спостережень за 1962-2018 рр.

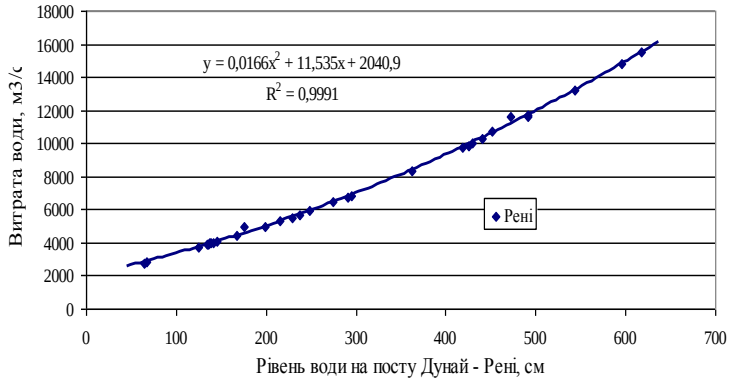


Рис.3. Кореляційна залежність між рівнем води на посту Дунай – Рені й витратами

Отже, рівні води на гідрологічних постах Дунаю нижче Рені мають тісний обернений кореляційний зв'язок з відмітками в Рені на однакові дати (рис. 3).

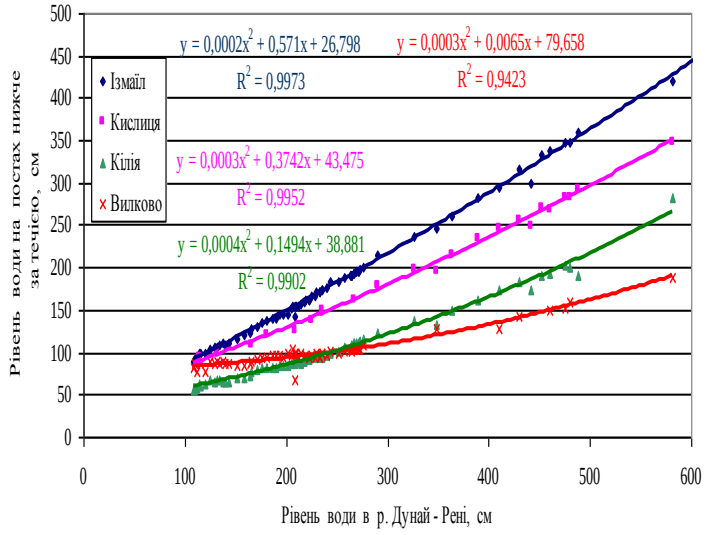


Рис. 4. Залежність рівня води на постах нижче за течією від рівня води в пункті спостережень Дунай – Рені на одні і ті ж дати

З приведених на рис. 4 рівнянь і ліній регресії випливає, що при рівні води в Рені 581 см, рівень води в Ізмаїлі буде 420 см, в Кислиці – 348, Кілії – 282, Вилковому – 189 см. Отже, річна амплітуда коливань рівня води в вершині дельти Дунаю (м. Рені) і біля моря змінюється приблизно від 5,0 до 0,5 м. При цьому максимальна амплітуда коливання рівня води в річці складає: для Рені – 6,2 м, Ізмаїлу – 4,4, Кілії – 2,6, Вилкового – 1,7, Прірви – 0,8 м.

Із встановленої тісної оберненої кореляційної залежності між рівнями води у вершині дельти та рукавах аж до моря напрошується висновок: усі рукави Дунаю мають гідравлічний зв'язок і зміна щоденних витрат води протягом року має паралельні обриси. Прикладом цього може бути гілрограф за 1962 рік (рис. 5).

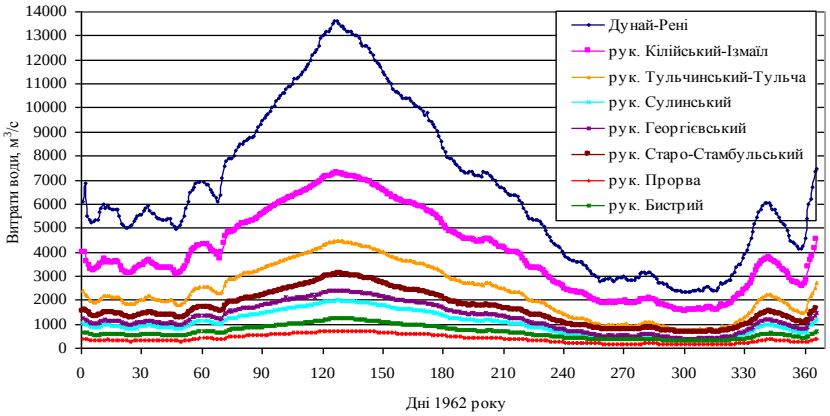


Рис. 5. Щоденні витрати води у різних рукавах Дунаю за 1962 р.

В Україні є невелика ділянка річки Дунай (170 км) від міста Рені до її гирла. Наближаючись до Чорного моря, річка вище румунського міста Тульча поділяється на рукави: Кілійський, Тульчинський. Об'єм стоку води в дельті Дунаю Кілійським руслом в 1872 р складав 63 %, у 1895 – 70, 1928 – 67, 1943 – 66,3, 1956 – 62,6, 1970 – 61, 1995 – 57, 2006 – 50,2, 2017 – 49,2 % (табл. 2, рис. 6).

Таблиця 2. Розподіл витрат води різними рукавами Дунаю в різні роки

Пункти спостережень	Витрата води, м^3/с				Відсоток від витрати в Рені			
	1962	1984	2000	2016	1962	1984	2000	2016
Дунай- Рені	6610	6615	6820	6600	100	1000	100	100
Дунай- Ізмаїл	3970	3840,5	3620	3280	60,06	58,06	53,08	49,70
Тульчинський	2340	2774,5	3200	3320	39,94	41,94	46,92	50,3
Кислицький -Кислиця	507	164,3		193,4	7,67	2,48		2,93
Середній	27,0	3,7			0,41	0,06		
Дунай - Кілія	3980	3736	3600	3200	60,21	56,48	52,79	48,48
Соломонів - Ліски		1690	1260	1080		25,55	18,48	16,36
Прямий - Ліски	1566	1216		1209	23,69	18,38		18,32
Очаківський	1480	1040	836	666	22,39	15,72	12,26	10,09
Дунай - Вилково	4050	3680	3540	3170	61,27	55,63	51,91	48,03
Білгородський	13,8	16,3	8,3	5,7	0,21	0,25	0,12	0,09
Старостамбульський	1600	1650	1420	1200	24,21	24,94	20,82	18,18
Бистрий	673	886	1220	1230	10,18	13,39	17,89	18,64
Прорва	392	479	357	223	5,93	7,24	5,23	3,38
Східний	170	144	133	103	2,57	2,18	1,95	1,56
Гнеушев	94,0	226,2	103,6	58,4	1,42	3,42	1,52	0,88
Полуденний	85,6	235	157,2	143,7	1,30	3,55	2,30	2,18
Аккудінов	124	80,5		74,5	1,88	1,22		1,13
Потапівський	965	312,3		280,5	14,60	4,72		4,25
Циганський	56,2	109,3	158,4	165,3	0,85	1,65	2,32	2,50
Заводнинський	11,6	4,43			0,18	0,07		
Курильський	63,4	36,2	30,2	20,2	0,96	0,55	0,44	0,31
Лімба	112	70,6	28,8	11,3	1,69	1,06	0,42	0,17

Нині стік Тульчинським гирлом уже більший ніж Кілійським.

В кінці XX століття у Кілійській дельті відмерли рукави Собачий, Лебединка, Піщаний, Степовий, Шабаш. Замулюються й відмирають такі рукави як Середній, Білгородський, Курильськтй, Заводнинський, Лімба.

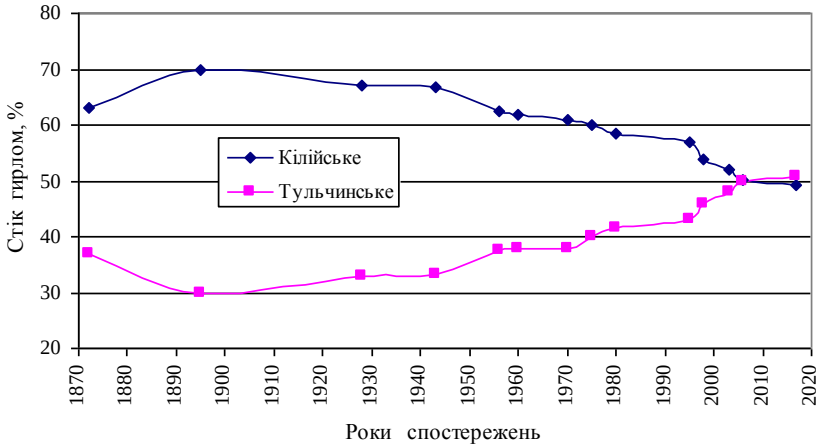


Рис. 6. Динаміка розподілу стоку Дунаю на Кілійське й Тульчинське гирла

Збільшується стій та розвивається рукав Бистрий, Циганський.

Сама дельта розвивається й нарощується найбільш інтенсивно на півночі в районі Очаківського та на півдні – в районі Старостамбульського рукавів.

Об'єм стоку води Дунаю в Рені за 1962-2017 рр. змінювався від 132 км^3 (1990 р.) до 303 (1970 р.), а Кілійським гирло у Ізмаїлі від 52,9 км^3 (2009 р.) до 175 км^3 (1970 р.) (рис. 7).

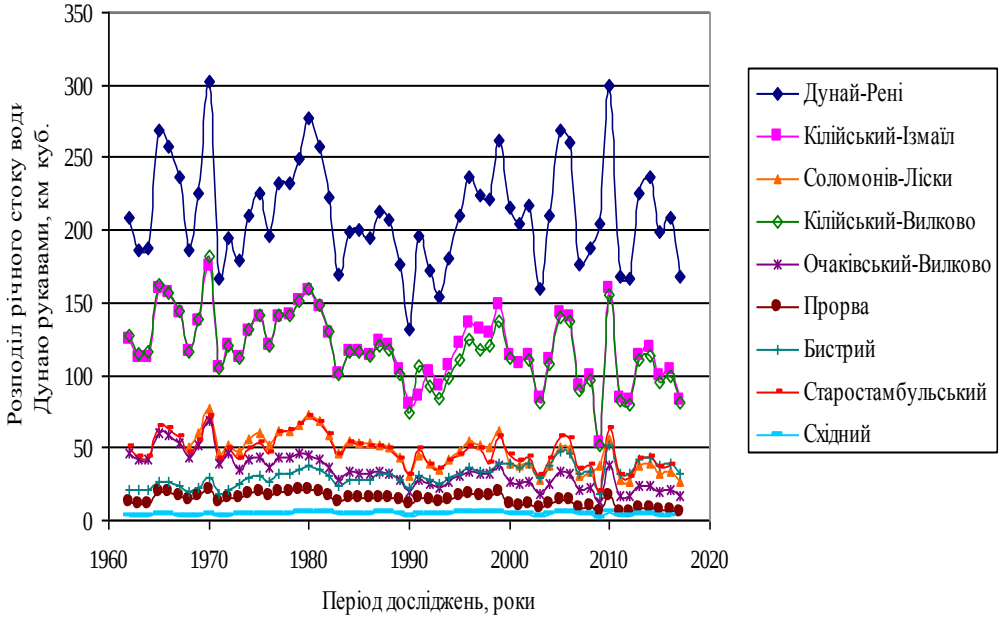


Рис. 7 Динаміка об'єму стоку та його розподіл за найбільш повноводними рукавами української ділянки Дунаю за період 1962-2017 рр.

Забезпечені витрати води в рукавах Кілійської дельти приведено в таблиці 3.

Висновки. Усі рукави Дунаю мають гідравлічний зв'язок і зміна щоденних витрат води протягом року має паралельні обриси.

Об'єм стоку води в дельті Дунаю Кілійським руслом в 1872 р складав 63 %, у 1895 – 70, 1928 – 67, 1943 – 66,3, 1956 – 62,6, 1970 – 61, 1995 – 57, 2006 – 50,2, 2017 – 49,2 %. Нині стік Тульчинським гирлом більший ніж Кілійським. Необхідно постійно очищати головне русло від наносів.

В кінці XX століття у Кілійській дельті відмерли рукави Собачий, Лебединка, Піщаний, Степовий, Шабаш. Замулюються й відмирають такі рукави як Середній, Білгородський, Курильськтй, Заводнинський, Лімба.

Таблиця 3. Розподіл забезпечених витрат води основними рукавами українського Дунаю

Пункти спостережень	Витрата води, м^3/с при забезпечені, %і					
		10	25	50	75	97
Дунай- Рені	8680	7990	6570	5020	3870	3270
Дунай- Ізмаїл	4340	3920	3210	2460	1890	1610
Соломонів - Ліски	1440	1290	1030	809	628	533
Кілійський - Вилково	4130	3790	3130	2420	1880	1600
Очаківський - Вилково	885	808	665	490	374	320
Старостамбульський - Бистре	1560	1420	1220	919	701	586
Бистрий	1600	1470	1220	955	765	664
Прорва	303	260	206	160	124	105
Східний	138	125	103	78,2	57,8	47,0
Старостамбульський - Велике	1420	280	1060	808	598	490

Збільшується стій та розвивається рукав Бистрий, Циганський.

Сама дельта розвивається й нарощується найбільш інтенсивно на півночі в районі Очаківського та на півдні – в районі Старостамбульського рукавів.

Об'єм стоку води Дунаю в Рені за 1962-2017 рр. змінювався від 132 км^3 (1990 р.) до 303 (1970 р.), а Кілійським гирло у Ізмаїлі від 52,9 км^3 (2009 р.) до 175 км^3 (1970 р.).

ЛІТЕРАТУРА

1. *Гидрологический ежегодник. 1936-1990 гг. т. 2. Вып. 0.*
2. *Гидрология дельты Дуная // Монография. Под ред. В.Н. Михайлова и В.Н. Морозова. – Москва: ГЕОС, 2004. – 448 с.*
3. *Гопченко Е.Д., Черой А.И. Динамика морского края Килийской дельты реки Дунай и ее устьевого взморья // Укр. Гидромет. журнал. – 2006. - № 1.– С.163-169*
4. *Ліхоша Л.В. Кілійська частина дельти Дунаю та її сучасна динаміка / Вестник ОНУ. Гео. Т.9, вип..4. – 2004. - С. 56-67.*
5. *Научно-технический отчет Дунайской гидрометеорологической обсерватории Гидрометком Украины за 1997 год. - Измаил. - 1998. т. 2. Приложения. – 264 с.*
6. *Научно-технический отчет Дунайской гидрометеорологической обсерватории Гидрометком Украины за 1998 год. - Измаил. - 1999. т. 2. Приложения. – 269 с.*
7. *Шуйский Ю.Д. Килийская дельта Дуная и вопросы водных путей // Проблемы экологической безопасности транспортных коридоров в Черноморском Регионе: Сб. научн. статей. – Отв. ред. О.В. Недоступ. – Одесса: ОЦНТЭПИ, 2003. – С. 148 – 159.*

ФОРМУВАННЯ СТОКУ РІЧКИ ВЕЛИКИЙ ЯЛПУГ

П.С. Лозовіцький
Київ

FORMATION FLOWING OF RIVER LARGE YALPUG

P. S. Lozovitskii
Kyiv

The dynamics fluctuation of average annual, average monthly and minimum annual discharges of Yalpug River for 1960-2004 yrs on. The discharges for this period of time is calculated with different percentage.

Вступ. Ялпуг (Великий Ялпух) — річка, що бере початок біля верхньої окраїни с. Першотравневе Чимишлійського району Молдови, у верхів'ях тече горбистою Бессарабською височиною, з півночі на південь пересікає Буджацький степ і на території Одеської обл. України впадає в озеро Ялпуг біля м. Болград. Довжина річки 140 км, площа басейну — 3280 км², загальне падіння 128 м, середній ухил 1,1 %, коефіцієнт звивистості 1,11. Кількість річок у басейні завдовжки 10 км і більше – 26 з загальною довжиною річкової мережі 769 км. Притоки: Мусса, Ялпужель, Велика Сальча, Лунгуці, Лунга, балка Тараклія й ін.. Однією з найбільших є ліва притока – Лунга, з площею водозбору 1050 км^2. Густота річкової мережі басейну 0,43 км/км^2 [4, 9-11]. Абсолютні позначки вододілів вище м. Комрат досягають 220-300 м, нижче поступово знижуються до 120-150 м, середня висота водозбору 130 м. На території Молдови на річці Ялпуг побудовано 3 водосховища: Тараклійське, Комратске й Кангазське. Вода водосховищ використовується для зрошення прилеглих ділянок, водопостачання, промислового розведення риби. Уздовж берегової смуги річки в Молдові розміщені міста Комрат, Чадир-Лунга, Тараклія, в межах України – 3 населених пункти.

Мета досліджень: установити основні параметри стоку й витрати води річки Великий Ялпуг – с. Табаки та її приток – Мусси, Великої Сальчи, Лунги, балки Тараклії. На річці відсутні постійні гідрологічні пункти спостережень, де є багаторічні дані спостережень у динаміці. Основні й найбільш повні параметри стоку й витрати води річки вивчали українською стороною в с. Табаки Болградського району у 1997-1998 роках [9, 10]. Окремі результати гідрологічних досліджень є за 1960-1962, 1975-1986, 2004 і інші роки [3, 4, 11, 12, 15-18].

Методи досліджень базуються на системному аналізі та загальних принципах об'єктивності, причинності, актуальності й еволюційності. З традиційних загальнонаукових методів застосовано спостереження, аналіз і синтез, порівняння й аналогія, узагальнення та абстрагування, методи математичної статистики та теорії ймовірностей. Формування баз даних та математичну обробку результатів досліджень здійснювали в середовищі Microsoft Excel, Costat, Statistic. шляхом систематизації й оцінки одержаної інформації методами табличного і графічного зображення, кореляційного, регресійного і дисперсійного аналізу, виконаного на ПЕОМ із застосуванням стандартного пакета програм.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ І ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Гідрологічні параметри. Дослідження витрат води річки Великий Ялпуг у с. Табаки свідчить, що ширина річки змінювалася від 4 до 20,4 м при середньому значенні 9,3 м. Середня глибина води річки змінювалася від 9 до 75 см при найбільшій глибині – від 10 до 95 см. Площа поперечного перерізу водного потоку річки змінювалася від 0,45 до 13,5 м^2 при середньому значенні 3,64 м^2. Середня швидкість потоку води змінювалася від 0,03 до 1,18 м/с при середньому багаторічному значенні 0,4 м/с. Максимальні швидкості потоку води річки змінювалися від 0,04 до 2,1 м/с. Виміряні витрати води змінювалися від 0,024 (20.09.1995 р.) до 16 (19.03.1993 р.) м^3/с (табл. 1). Середня виміряна багаторічна витрата води становила 2,05 м^3/с [9, 10].

Таблиця 1. Середні місячні та річні витрати води в басейні р. Великий Ялпуг

Рік	Середня місячна витрата води, м^3/с												За рік
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
р. Великий Ялпуг – смт. Буджак													
1962	0,03	0,019	0,233	0,028	0,308	0	0	0	0,032	0,024	0,067	0,023	0,064
1975	0,047	0,031	0,085	0,008	0,029	0,027	0,005	0,002	0	0,015	0,017	0,011	0,023
1976	0,005	0,042	0,046	0,006	0,006	0,008	0,002	0,004	0,41	0,27	0,11	0,15	0,088
1977	0,31	0,44	0,069	0,034	0,026	0,19	0,007	0	0	0,15	0,008	0,007	0,10
1978	0,006	0,062	0,047	0,085	0,11	0,025	0,003	0,14	0,009	0,12	0,012	0,041	0,055
1980	0,093	0,056	0,58	0,39	0,14	0,54	0,19	0,14	0,079	0,22	0,26	0,51	0,27
1981	0,13	0,77	0,50	0,16	0,28	0,016	0,016	0,021	0,16	0,089	0,24	0,47	0,24
1982	0,10	0,090	1,04	0,063	0,05	0,092	0,38	0,13	0,13	0,23	0,064	0,093	0,20
1983	0,061	0,029	0,041	0,013	0	0,052	0,03	0,009	0,019	0	0	0	0,021
1984	0,029	0	0,096	0,034	0,10	1,30	0,29	0	0	0,20	0	0	0,17
1985	0	0	0,71	0,058	0,025	0,39	0,033	0	0,02	0,21	0	0	0,12
1986	0,026	0	0,28	0,007	0	0,007	0	0	0	0,079	0,079	0,014	0,034
притока р. Мусса – з. с. Комрат													
1975	0,035	0,014	0,017	0,020	0,068	0,048	0,055	0,007	0,009	0,015	0,010	0,025	0,027
1976	0,001	0,61	0,068	0,016	0,002	2,5	0,001	0,004	0,74	0,37	0,13	0,15	0,38
притока р. Велика Сальча – с. Мусант													
1977	0,34	0,59	0,45	0,52	0,28	0,57	0,11	0,089	0,12	0,21	0,44	0,48	0,35
1978	0,34	0,75	0,67	0,64	0,69	0,63	0,4	0,51	0,34	0,45	0,26	0,51	0,52
1979	1,38	0,55	0,44	0,66	0,66	0,43	0,2	0,3	0,18	0,24	0,64	0,38	0,50
1980	0,37	0,51	0,099	1,27	0,66	0,78	0,66	0,32	0,31	0,52	0,67	0,74	0,65
1981	0,59	0,99	1,17	1,1	0,99	0,42	0,4	0,11	0,4	0,41	0,59	0,99	0,68
1982	0,52	0,74	0,96	0,64	0,49	0,4	0,37	0,36	0,35	0,42	0,34	0,53	0,51
1983	0,47	0,36	0,41	0,26	0,048	0,53	0,24	0,23	0,16	0,29	0,35	0,4	0,3
1984	0,38	0,37	0,55	0,66	0,86	0,57	0,37	0,35	0,26	0,36	0,46	0,40	0,47
1985	0,37	0,44	1,37	0,47	1,81	0,42	0,29	0,25	0,29	0,32	0,4	0,43	0,57
1986	0,50	0,52	0,59	0,41	0,24	0,13	0,32	0,26	0,13	0,33	0,44	0,40	0,36
2004	0,24	1,38	0,93	0,73	0,55	0.49	3,90	1,02	0,23	0,20	0,23	0,27	0,86
балка Тараклія – м. Тараклія													
1960	0,0026	0,002	0.0028	0,0018	0,0019	0	0,011	0,0018	0,0041	0,06	0,051	0,089	0,019
1961	0,018	0,066	0,037	0,037	0,044	0,147	0,197	0,355	0,0042	0,1	0,022	0	0,086
1962	0,026	0,139	0,178	0,081	0,061	0,0054	0,015	0,0012	0,147	0,058	0,248	0,017	0,081
1975	0,04	0,048	0,041	0,087	0,08	0,089	0,24	0,014	0,010	0,027	0,031	0,27	0,081
1976	0,11	0,57	0,45	0,026	0,024	0,017	0,068	0,10	0,11	0,064	0,036	0,25	0,15
1977	0,16	0,14	0,04	0,052	0,12	0,098	0,087	0,017	0,012	0,012	0,11	0,12	0,081
1978	0,049	0,14	0,065	0,049	0,054	0,076	0,023	0,04	0,015	0,096	0,051	0,038	0,058
1979	0,09	0,038	0,12	0,064	0,33	0,32	0,061	0,029	0,016	0,024	0,091	0,044	0,10
1980	0,11	0,049	0,1	0,093	0,07	0,049	0,09	0,023	0,024	0,031	0,087	0,11	0,070
1981	0,075	0,091	0,10	0,08	0,27	0,23	0,027	0,032	1,02	0,31	0,14	0,5	0,24
1982	0,12	0,49	0,31	0,21	0,068	0,48	0,10	0,047	0,013	0,062	0,045	0,17	0,18
1983	0,095	0,22	0,099	0,11	0,27	4,67	0,055	0,048	0,17	0,025	0,043	0,023	0,14
1984	0,051	0,078	0,08	0,11	0,12	0,083	0,12	0,061	0,07	0,069	0,079	0,21	0,095
1985	0,088	0,11	1,35	0,1	0,1	0,28	0,13	0,86	0,17	0,041	0,14	0,08	0,29
1986	0,14	1,76	0,91	0,042	0,027	0,12	0,18	0,15	0,064	0,085	0,027	0,052	0,15
2004	0,40	0,23	0,20	0,19	0,28	0,26	0,16	0,12	0,12	0,25	0,21	0,26	0,22
притока р. Лунга – с. Чадир-Лунга													
1976	0,025	0,011	0,16	0,042	0,034	0,035	0,075	0,11	0,14	0,2	0,17	0,23	0,10
1977	0,29	0,76	0,27	0,29	0,29	0,60	0,24	0,19	0,11	0,15	0,16	0,10	0,29
1978	0,14	0,29	0,66	0,52	0,41	0,11	0,13	0,21	0,12	0,15	0,15	0,32	0,27
1979	0,58	0,41	0,38	0,66	0,39	0,30	0,15	0,099	0,080	0,13	0,31	0,16	0,30
1980	0,17	0,22	0,57	0,71	0,25	0,60	0,26	0,15	0,082	0,17	0,25	0,63	0,34
1981	0,21	0,56	0,47	0,24	0,31	0,13	0,18	0,16	0,18	0,11	0,31	0,56	0,28
1982	0,16	0,23	0,25	0,30	0,15	0,12	0,13	0,11	0,095	0,10	0,11	0,15	0,16
1983	0,15	0,13	0,16	0,14	0,093	0,23	0,14	0,10	0,21	0,16	0,13	0,12	0,15
1984	0,19	0,24	0,38	0,49	0,29	0,52	0,39	0,15	0,075	0,11	0,11	0,067	0,25
1985	0,081	0,091	1,03	0,19	0,17	0,31	0,36	0,12	0,14	0,14	0,13	0,14	0,24
1986	0,14	0,20	0,38	0,14	0,083	0,45	0,22	0,29	0,076	0,085	0,080	0,079	0,19
2004	0,076	0,25	0,083	0,079	0,079	0,078	0,071	0,07	0,068	0,072	0,071	0,071	0,090

Щоденні витрати води річки Великий Ялпуг – с. Табаки в 1997 і 1998 рр. змінювалися від 0,26 (31.07.1998 р.) до 5,0 (27.07.1997 р.) м^3/с (рис. 1), середні річні відповідно становили 1,46 та 1, 69 м^3/с, модуль стоку – 0,46 та 0,53 л/с км^2, шар стоку в басейні річки – 14 та 17 мм.

Багаторічна норма стоку річки Великий Ялпуг на рік складає 35,1 млн. м^3 [14]. У 1997 та 1998 рр. річний стік води становив 46 та 53,3 млн. м^3.

Витрати води в притоці Великого Ялпугу р. Лунга протягом періоду досліджень змінювалися від 0,042 (25.03.1948 р.) до 2,33 (1.03.1953 р.) м^3/с [3].

Необхідно відмітити, що середньорічний стік основних приток Великого

Ялпугу на території Молдови становить: р. Лунга – с. Чадир-Лунга – 0,09 м^3/с, балка Тараклія – м. Тараклія – 0,22 м^3/с. Відповідно модуль току 0,24 та 2,14 л/с/км^2, річний шар стоку – 7,7 та 68 мм, річний об'єм стоку – 2,85 та 6,96 млн. м^3 [3, 4, 17, 18].

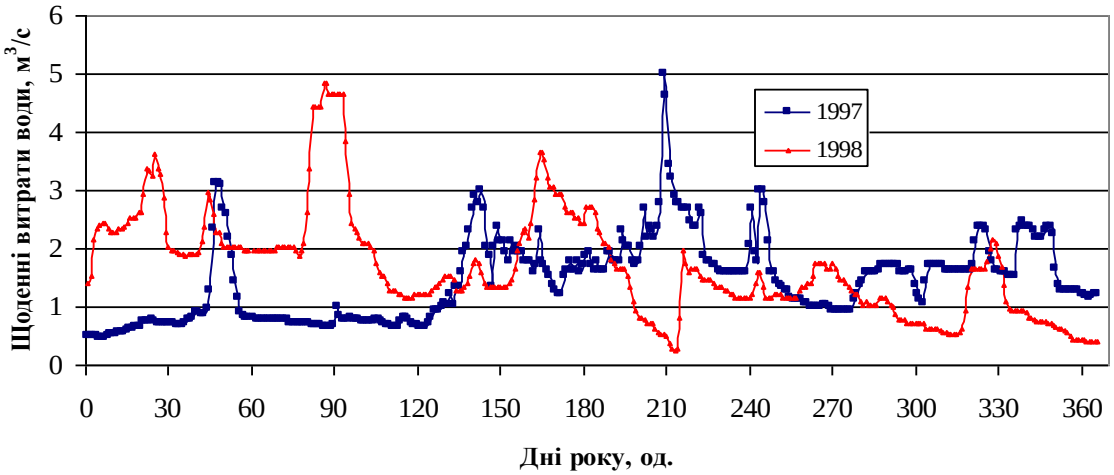


Рис. 1. Динаміка щоденних витрат води р. Великий Ялпуг (с.Табаки), 1997, 1998 рр.

Дослідженнями встановлено, що найбільша витрата води річки (у) залежить від рівня води (х) відносно умовного нуля (на 83,2 % і лише 16,8 % припадає на інші гідрологічні параметри – площа поперечного перерізу, швидкість потоку води, глибина води в річці, рис. 2) й описується поліноміальним рівнянням третього порядку (рис. 3) при коефіцієнті кореляції 0,912:

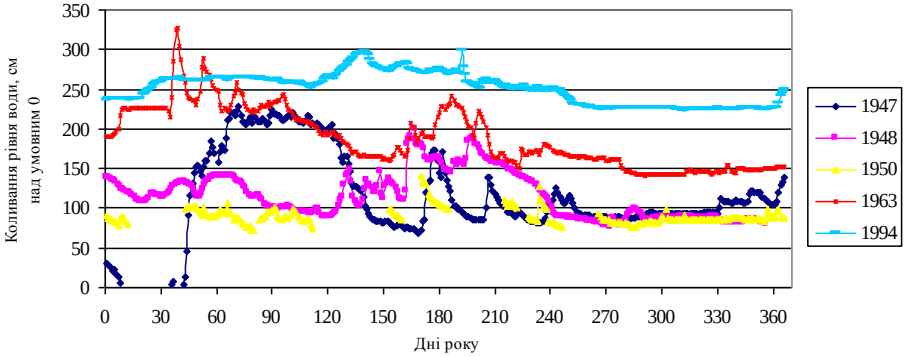


Рис. 2. Річні коливання рівня води в річці Великий Ялпуг – с. Табаки

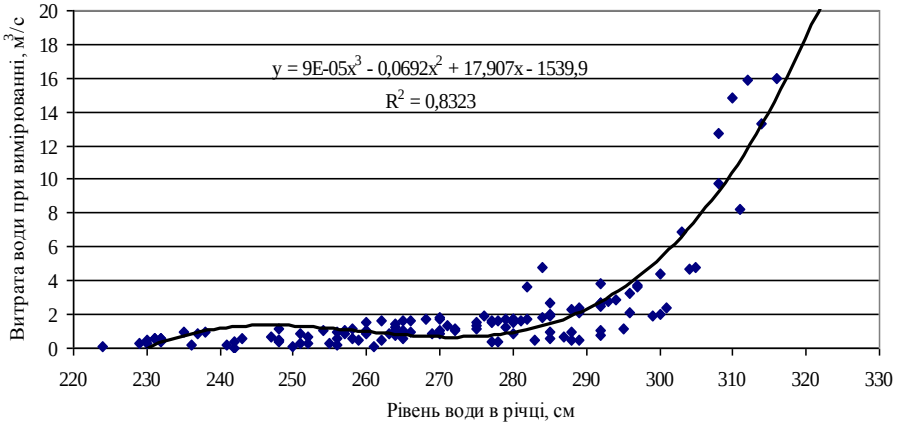


Рис. 3. Крапкові графіки та теоретична лінія регресії при криволінійному кореляційному зв'язку між рівнем води в річці Великий Ялпуг відносно умовного нуля та виміряною витратою
y = 9E-05x3 - 0,0692x2 + 17,907x - 1539,9

Ресурси підземних вод в басейні річки становлять 0,02 км^3/рік, більша частина яких (98%) приурочена до четвертинних відкладів, інша частина – до неогенових.

Загальний забір води в молдавській частині басейну річки Ялпуг склав 4,98 × 10^6 м^3/рік. Близько 47% води використовується на потреби сільського господарства, ще 33% на іригацію й рибництво, 18% для задоволення побутових потреб і 2% витрачається на промисловість.

Загальний обсяг відбору підземних вод в українській частині басейну становить (використовується лише в побутових цілях) 2,41 × 10^6 м^3/рік.

Змив ґрунтів з території басейну річки Великий Ялпуг змінювався в дуже широких межах від 0,001 кг/с у вересні – жовтні до 13,0 і більше кг/с – під час літніх злив, весняної повені. За роки досліджень максимальний змив ґрунтів у басейні річки складав 220 кг/с [3, 4, 9, 10, 12, 15-18].

Середня багаторічна мутність води в басейні річки Великий Ялпуг змінювалася від 200 (1962 р.) до 1000 (2004 р.) г/м^3, максимальна – до 9300 і навіть 18000 г/м^3 (1975 р.) спостерігали під час окремих зливових дощів. Мутність води різко зростає й при проходженні дощових паводків. Найменша мутність води спостерігається зимою та в період літньої межені.

Модуль стоку наносів у басейні річки Великий Ялпуг змінювався від 11 до 230 т/км^2 при середньому значенні 110 т/км^2 [3].

Висновки.

Виміряні витрати води Великого Ялпугу змінювалися від 0,024 (20.09.1995 р.) до 16 (19.03.1993 р.) м^3/с. Середня виміряна багаторічна витрата води становила 2,05 м^3/с. Середньорічний стік основних приток Великого Ялпугу на території Молдови становить: р. Лунга – с. Чадир-Лунга – 0,09 м^3/с, балка Тараклія – м. Тараклія – 0,22 м^3/с, р. Велика Сальча – с. Мусант – 0,52 м^3/с.

Багаторічна норма стоку річки Великий Ялпуг на рік складає 35,1 млн. м^3. У 1997 та 1998 рр. річний стік води становив 46 та 53,3 млн. м^3.

Загальний забір води в молдавській частині басейну річки Ялпуг склав 4,98 × 10^6 м^3/рік. Близько 47% води використовується на потреби сільського господарства, ще 33% на іригацію й рибництво, 18% для задоволення побутових потреб і 2% витрачається на промисловість.

Загальний обсяг відбору підземних вод в українській частині басейну становить (використовується лише в побутових цілях) 2,41 × 10^6 м^3/рік.

Змив ґрунтів з території басейну річки Великий Ялпуг змінювався в дуже широких межах від 0,001 кг/с у вересні – жовтні до 13,0 і більше кг/с. За роки досліджень максимальний змив ґрунтів у басейні річки складав 220 кг/с.

Середня багаторічна мутність води в басейні річки Великий Ялпуг змінювалася від 200 (1962 р.) до 1000 (2004 р.) г/м^3, максимальна – до 9300 і навіть 18000 г/м^3 (1975 р.) спостерігали під час окремих зливових дощів. Мутність води різко зростає й при проходженні дощових паводків. Найменша мутність води спостерігається зимою та в період літньої межені.

Модуль стоку наносів у басейні річки Великий Ялпуг змінювався від 11 до 230 т/км^2 при середньому значенні 110 т/км^2.

ЛІТЕРАТУРА

1. *Алёкин О.А. К вопросу о химической классификации природных вод / О.А. Алёкин / - Вопросы гидротехники. Ленинград,: Гидрометиздат, 1946 240с.*
2. *Аринушкина Э.В. Руководство по химическому анализу почв. [Текст] / Э.В. Аринушкина, Изд. 2-ое, переработанное и дополненное. М. :Изд-во МГУ, 1970. - 630 с.*
3. *Гидрологический ежегодник. 1936-1990 гг. т. 2. Вып. 0.*
4. *Государственный кадастр Р. Молдова за 2003–2004 гг. Гидрометеорологическая обсерватория Р. Молдова. Кишинёв, 2005–2006 гг. С. 31.*
5. *ДЕРЖАВНІ САНІТАРНІ НОРМИ ТА ПРАВИЛА "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10). [Текст] Київ. 2010. - 42 с.*
6. *Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. 1985 год. Т. 9. Молдавская ССР. Кишинев. 1986. – 116 с.*
7. *Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. 1986 год. Т. 9. Молдавская ССР. Кишинев. 1987. – 92 с.*

8. *Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. 1989 год. Т. 9. Молдавская ССР. Кишинев. 1990. – 78 с.*
9. *Научно-технический отчет Дунайской гидрометеорологической обсерватории Гидрометком Украины за 1997 год. - Измаил. - 1998. т. 2. Приложения. – 264 с.*
10. *Научно-технический отчет Дунайской гидрометеорологической обсерватории Гидрометком Украины за 1998 год. - Измаил. - 1999. т. 2. Приложения. – 269 с.*
11. *Природа Одесской области. Ресурсы, их рациональное использование и охрана / Под ред. Г.И. Швебса, Ю.А. Амброз. Киев – Одесса. Вища школа. 1979. 144 с.*
12. *Ресурсы поверхностных вод СССР. Основные гидрологические характеристики. Том 6, Украина и Молдавия, вып. 1, Гидрометеоиздат, 1964-1980.*
13. *Романенко В.Д. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. [Текст] / В.Д. Романенко, В.Н. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін.// – К.: СИМВОЛ-Т, 1998.- 28 с.*
14. *Унифицированные методы анализа вод. [Текст]. Изд. Химия, М., 1973, 253 с.*
15. *Чеботарёва А.Г. Минерализация рек Молдавии. Кишинёв:Штиинца, 1988 131с.*
16. *Чеботарева А.Г., Чеботарева Т.В. Оценка антропогенной составляющей ингредиентов ионно–молекулярного стока речных вод (методическое пособие). - Eco-TIRAS Кишинев, 2009. 131 с.*
17. *Anuar. Starea calităţii apelor de suprafaţă conform indicilor hidrochimici în Republica Moldova în a. 2003-2004, Serviciul Hidrometeorologic de Stat. – Chişinău 2005. – 390 pag.*
18. *Starea mediului în R. Moldova în a. 2002 // Raport Naţional pentru uzul specialiştilor în domeniu/. Institutul Naţional de Ecologie. Ch.: „Mediul ambiant”, 2003. 144 p.*

ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ ЗУБРА

Андрій Михнович, Галина Химочка, Христина Гузій
Львівський Національний Університет імені Івана Франка

HYDROECOLOGICAL STATE OF THE ZUBRA RIVER BASIN SURFACE WATERS

Andriy Mykhnovych, Halyna Khymochka, Khrystyna Huziy
Ivan Franko National University of Lviv

Paper deals with the short analysis of the recent hydroecological state of the Zubra — a small river to the south of Lviv. The main results obtained due to the analysis of the present river system structure and hydrographical parameters of the river basin are presented in the paper. A short comparative analysis of the river water quality during last 20 yesrs has been worked out.

Вступ. Як відомо, річка з її водозбором – складна взаємозалежна система. Усі природно та антропогенно зумовлені процеси, які відбуваються в межах річкового басейну, відображаються на функціонуванні гідромережі. Тому аналіз річкової системи (її структури, взаємодії між різноранговими підсистемами, чинників, функціонування та розвитку) є важливою складовою природоохоронних досліджень.. Відповідно, об’єктом дослідження є річкова система і басейн річки Зубра, а предметом — структурні параметри річкових систем, якість річкової води. Головною метою досліджень є оцінка гідроекологічного стану і функціонування річкової системи Зубра, зокрема, оцінка масштабів антропогенного впливу (засмічення та забруднення вод стихійними сміттєзвалищами та несанкціонованими скидами стічних вод),

тенденцій та інтенсивності змін стану річкової системи Зубри, визначення та аналіз гідрографічних характеристик басейну.

Методика досліджень. Під структурою річкової системи розуміють сукупність елементів, їх просторове розміщення та взаємодію. Для її дослідження використовують набір структурних показників: ранг, довжину, кількість річок різних рангів, площу їхніх басейнів, похил русел. Структура річкової системи р. Зубра визначалась за картою масштабу 1 : 50 000. Для характеристики структури використовується модель Страллера – Філософова [2]. За цією схемою допливом першого порятку вважають нерозгалужений потік. Річки другого порядку утворюються при злитті двох потоків першого порядку. Водотоки третього порядку утворюються внаслідок злиття двох водотоків другого рангу і необмеженого числа допливів нижчого рангу. До кількісних параметрів річкової мережі також належить коефіцієнт її густоти (Кг). Густотою річкової мережі називається її загальна довжина, що припадає на одиницю площі. Кг = a L / F, де a L – довжина всіх водотоків (км) на площі F (км²). Кг =142,09/242, 621=0, 58

Гідрографічна характеристика території досліджень. Річка Зубра бере початок із джерел, що виходять у районі Сихова на висоті 342 м; впадає в Дністер з лівого берега на 1209-му км від його гирла і за 0,5 км на схід від с. Устя, на висоті 251 м. Довжина ріки 46 км, площа водозбору 242 км². Загальне падіння 91 м, середній похил 1,96 % [1]. Річкова мережа добре розвинена (0,72 км/км), усього в басейні налічується 62 водотоки загальною довжиною 175 км; довжина річок, крім р. Зубра, менша 10 км. Найбільш розвинута річкова мережа в нижній частині лівобережжя басейну, де на 10-му км від гирла в р. Зубра впадає найбільший лівий її доплив — р. Барбара довжиною 7,5 км. Нижче с. Демня від р. Зубра відгалужується староріччя, яке поєднує Зубру з річковою системою Щирки. Озер майже немає, є ставки й водоймища, що розташовуються в заплаві головної річки. Долина звивиста, V- подібна, у нижній течії ріки трапецеподібна, причому між селами Демня й Верхнє Дорожнє загальна з долиною р. Щирки; ширина її змінюється з довжиною річки від 0,3 до 2 км. Схили висотою 20–80 м, стрімкі, здебільшого випуклі, помірно розсічені, розорані, на окремих ділянках поросли лісом, складені супіщаними й піщаними ґрунтами. В ряді місць простежується тераса шириною від 50 м до 0,6 км із стрімким уступом висотою 3–4 м і рівною розораною поверхнею. У підніжжях схилів часто зустрічаються виходи ґрунтових вод з дебітом (у с. Підтемне) – до 5 дм^3/с.

Заплава двостороння шириною 0,1–0,4 км, нижче с. Демня — спільна із заплавою р. Щирка, у верхів'ях і в с. Демня заплава відсутня. Переважно вона суха, лучна, з чагарниками (вільха, верба), частково розорана, місцями заболочена з осокою й очеретом, у с. Зубра впродовж 1,5 км має вигляд болота шириною 50–80 м, із шаром води 0,2–0,5 м. Поверхня її рівна, місцями купинястими, пересіченими струмками й сильно зарослими старицями шириною 10–12 м, глибиною від 0,2 до 1,5 м (с. Бродки), у ряді місць сухими. Ґрунти піщані, на заболочених ділянках мулисто-піщані. У маловодні роки вода на заплаву не виходить, у середні за водністю роки заплава затоплюється водою шаром 1,5 м на ширину 100–150 м, а при винятково високих підняттях рівня води (весна 1940 р., літо 1941 р.) — на всю ширину з товщею води 2,5 м [1].

Русло помірно звивисте, переважно нерозгалужене. Вище с. Демня є невеликий поріг (довжина 1 м, ширина 4 м, глибина 0,2 м, швидкість течії 1,0 м/с, падіння 0,5 м, дно кам'янисте), зустрічаються перекати довжиною до 50 м, шириною 7–12 м, глибиною 0,2–0,5 м, зі швидкістю течії 0,5–1,0 м/с і падінням до 0,7 м. Водоймища, утворені загатами, мають довжину 100–475 м, ширину 100–350 м, глибину 2,5–2,8 м, об’єм становить 35,5 тис. м^3, 2,3 тис. м^3, поширюється підпір води до 1,5 км. Ширина річки здебільшого 2–5 м, глибина 0,5–1,0 м, швидкість течії коливається від величин <0,1 до 1,0 м/сек. Заростає русло тільки на пригирловій ділянці. Дно його рівне, мулисте, у нижній течії піщане. Береги стрімкі, висотою понад 1 м, у ряді місць переходять у схили долини, вериті чагарниками і деревами, вище с. Демня — очеретом, складені піщаними ґрунтами. Вище с. Демня правий берег обвалований; висота валу 1–1,5 м [1].

Живлення річки змішане з перевагою дощового. Річний хід рівня характеризується високою весняною повінню, низкою дощових паводків у літньо-осінній період і невисокими підйомами рівня взимку внаслідок відлиг. Природний

режим ріки на окремих ділянках зазнає впливу загат, а на пригирловій ділянці — підпору Дністром. Режим річки описується матеріалами спостережень гідропосту в с. Верхнє Дорожнє за період з 1897 по 1957 р. На сьогодні у басейні річки Зубра нема жодного гідропосту. Середня багаторічна витрата води в с. Верхнє Дорожнє дорівнює 2,63 м^3/с, модуль стоку 11,4 дм^3/с з км^2. У багатоводному 1941 р., середня річна витрата становила 4,42 м/с (модуль стоку 19,2 дм^3/с з км^2). У маловодному (забезпеченістю більше 99%) 1910 р., середня річна витрата становила 1,62 м^3/с (модуль стоку дм^3/с з км^2, шар стоку 225 мм). Дані про режим стоку води потребують актуалізації шляхом повторного спостереження, або розрахунково із застосуванням методів екстраполяції і аналогій.

Виалад основних результатів і їхнє обговорення. В просторовій структурі річкової системи басейну Зубра (рис. 1) домінують річки І порядку. Їх нараховується 72 з протяжністю 68,4 км. Загальна довжина річок І порядку в басейні Зубри перевищує довжину головної річки. Основний структурний елемент Зубри є IV порядок з довжиною 34,04 км. Виявлено помітне зменшення кількості річок ІІ порядку у порівнянні з водотоками І порядку. Їхня загальна кількість становить лише 14, а довжина 35,7 км. Водотоків ІІІ порядку в річковій структурі Зубри нараховується лише 2 з загальною довжиною 3,9 км (Табл. 1). Основні параметри басейну річки Зубра наведені у табл. 2.

Таблиця 1. *Структура річкової мережі басейну річки Зубра*

Порядок річки	**Кількість річок**			**Довжина рік**		
				Загальна сума		**Середнє значення**
I	Л	44	72	48,643	68,4	34, 20
	П	28		19,694		
II	Л	12	14	26,154	35,7	17, 90
	П	4		9,575		
III	Л	1	2	3,112	3,9	1, 90
	П	1		0,873		
IV		1		34,04		34, 04

Таблиця 2. *Основні параметри басейну р. Зубра*

параметр	**значення**	**параметр**	**значення**
Довжина водороздільної лінії	109,725 км	Максимальна ширина басейну	10,5 км
Довжина головної річки	46,0 км	Мінімальна ширина басейну	3,7 км
Загальна довжина річок	142,091 км	Середня ширина басейну	7,1 км
Площа басейну	242,621 км^2	Довжина басейну	35,6 км
Площа лівої частини басейну	155, 321 км^2	Коефіцієнт біфуркації	I-II п –5,14
			II-III п – 7
			III-IV п - 2
Площа правої частини басейну	87,30 км^2	Коефіцієнт співвідношення довжин	I-II п – 2, 05
			II-III п – 10,9
			III-IV п – 1
Коефіцієнт гідрографічної мережі	0,175 км/км^2	Коефіцієнт розвитку водороздільної лінії	509,92 км/км^2
Коефіцієнт звивистості	1,38	Коефіцієнт асиметрії площі	1,78
Коефіцієнт асиметрії кількості	1,73	Коефіцієнт асиметрії довжин	2,60

Водні об'єкти (як за кількістю, так і за площею) в басейні річки Зубра розташовані нерівномірно (рис.1). Як видно з побудованої картосхеми, основна частина водойм сконцентрована в верхній (Пасіки-Зубрицька, Кротошинська сільради (>1%)), і нижній частинах водозбору (Демнянська, Дроговизька (0,75–1%) сільради). Дещо менший відсоток площ водойм розташований у м. Львові, Зубрянській, Жирівській і Бродківській сільрадах (0,5-0,75%). В середній частині басейну відсоток площ водойм становить 0,25– 0,5% (Вовківська, Раковецька, Красівська сільради, Стільська – понижжя басейну). Найменший відсоток площ водойм в басейні у м. Миколаїв(<0,25%).

За точками спостережень (рис. 1) було визначалися такі фізичні параметри води: температура, запах, колір, прозорість табл. 3. Найбільша температура виявлена у с. Зубра, наменша у гирловій ділянці річки. Колір води в річці у верхівї сіруватий (Сихів, с. Зубра), або жовтуватий (Жирівка, Загіря), у точці 5–11 – зеленуватий колір. Прозорість майже всюди до дна, однак глибина води в руслі при цьому змінюється від десятків см до 1 – 1,5 м.

Таблиця 3. *Фізичні параметри води*

№ проби	Т, °С	Запах	Колір	Прозорість
1. Сихів	18	5бал	сіруватий	11см
2 с.Зубра	20	3бал	сірий	11см
3 Жирівка	17	3	жовтуватий	8см
4 Вовкі Загіря	14	2	жовтий	4см
5 Раковець	15	2	Зеленуватий	До дна
6 Красів	17	2		12 см
7 Бродки	16	1		14 см
8 міст с.Глухівець	18	1		До дна
9 Демня	14	2		10
10 Устя	10	1		7см
11 Гирлова ділянка	12	1		До дна

Якість води річки Зубра. У 1998 році був опублікований збірник наукових праць „Дослідження Дністра: 10 років громадської екологічної експедиції «ДНІСТЕР» (редактор М.І. Жарких). Хімічні показники у річці Зубра аналізувалися за пробами води, взятими 1 км вище гирла у 1997 р. Нами проаналізована вода повторно у тому самому місці через 20 років.

Результати аналізів представлені у Табл. 4. Як видно, лужність води, а саме вміст гідрогенкарбонат-іона вищий і перевищує норму. У річках та озерах вміст гідрогенкарбонат-іона не перевищує 250 мг/л.

Таблиця 4. *Хімічний склад поверхневих вод річки Зубра*

Пункт відбору, рік	HCO_3	Хімічний склад води, мг/л					Загальна мінераліза-ція, мг/л
		SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	
р. Зубра, 1 км вище гирла							
1997 р.	154, 9	176,3	25,5	89,8	3,0	49,9	499,4
2018 р.	292, 8	214,0	46,15	120,8	14,4	14,5	702,6

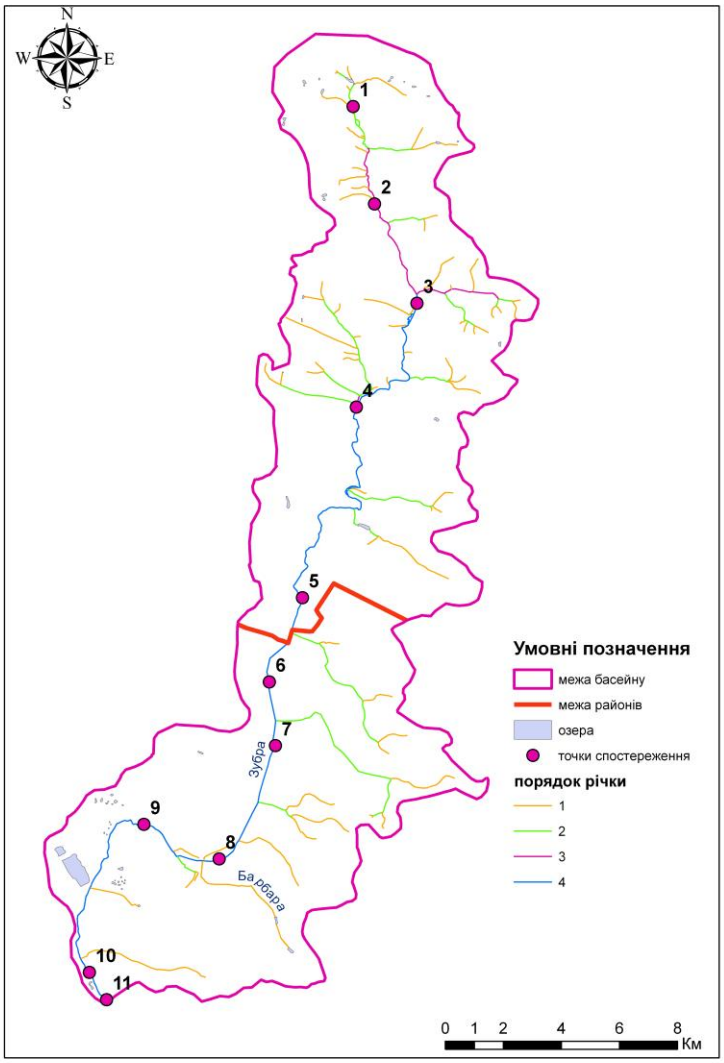


Рис. 1. *Гідрологічна мережа і басейн річки Зубра*

Сульфати виносяться зі стічними водами комунального господарства і сільськогосподарського виробництва. Рослини та інші автотрофні організми вилучають розчинені у воді сульфати для будови білкової речовини. Важливим чинником, що визначає режим сульфатів, є змінні співвідношення між поверхневим та підземним стоком. Особливий вплив мають окисно-відновні процеси, біологічна ситуація у водному об'єкті та господарська діяльність людини. ГДК сульфатів становить 500 мг/дм^3. Вміст сульфатів згідно наших досліджень не перевищує ГДК, але є більшим ніж у 1997 (Табл. 4.)

Хлор може мати органічне походження, потрапляє у воду разом з відходами господарської та промислової діяльності людини, стічними водами промислових підприємств. Зі збільшенням мінералізації зростає вміст хлоридів. Концентрація хлоридів та їхні коливання, у тому числі добові, можуть слугувати одним із критеріїв забрудненості води господарсько-побутовими стоками. Гранично-допустима концентрація хлору у природних водах не повинна перевищувати 350 мг/л. Хлор у р. Зубра за 1 км вище гирла, не перевищує ГДК ні 20 років тому ні зараз (Табл. 4.).

Основним джерелом появи натрію у поверхневих водах суходолу слугують вивержені та осадові породи та самородні розчинні солі хлорид, гідрогенсульфат і гідрогенкарбонат натрію. Велике значення мають також біологічні процеси, що проходять на водозборі, у результаті яких утворюються розчинні сполуки натрію. Окрім того, натрій потрапляє у природні води з господарсько-побутовими і промисловими стічними водами, а також з водою, що

скидається зі зрошених полів та з поверхневими водними стоками із сільськогосподарських угідь. У поверхневих водах натрій мігрує переважно в розчиненому стані. Концентрація його в річкових водах коливаються від 0,6 до 300 мг/дм^3 (мг/ дм^3) залежно від фізико-географічних умов і геологічних особливостей басейнів водних об'єктів ГДК натрію становить 120 мг/дм^3 (мг/дм^3).

В річці Зубра (1 км вище гирла) значення pH у 1997 р. становило 7,4, у 2018 р – 7,37 (табл. 5.), тобто суттєвих змін немає. Згідно класифікації вод за кислотністю вода річки Зубра в пункті відбору 1 км вище гирла, відноситься до нейтральних вод, в яких наявні $Ca(HCO_3)_2$, $Mg(HCO_3)_2$. Ферум це біологічно активний елемент, певною мірою впливає на інтенсивність розвитку фітопланктонів і якісний склад мікрофлори у водоймі. При аналізах, які були проведені експедицією 1997 р, і повторно у 2018 р. виявлено що сполуки феруму не перевищують норму і є <0,3 мг/л (табл. 5.).

Таблиця 5. *Концентрація заліза і компонентів азотної групи р. Зубра*

Пункт відбору, рік	pH	Вміст йонів, мг/л				
		ферум	амоній (NH_4^{+})	нітрит	нітрат	фосфати
р. Зубра, 1 км вище гирла						
1997 р.	7,40	<0,3	0,4	0,05	1,40	—
2018 р.	7,37	<0,3	8,0	—	—	0,16

У поверхневих водах амонійні іони містяться у незначній кількості, їхня присутність зумовлена процесами розкладу білкових речовин у період вегетації. Згідно з результатами 1997 р. амоній становив 0,4 мг/л, що не перевищувало норми. Підвищений вміст 8 мг/л, який виявлено нами у 2018 р. в р Зубра (табл. 5) пояснюється потраплянням побутових стічних вод, відходів виробництва, деяких промислових вод, які містять значну кількість аміаку або його солей. Вміст аміаку у водоймах поступово знижується внаслідок життєдіяльності нітрифікуючих бактерій та при одночасному утворенні нітратів. Нітрити – проміжний продукт біохімічного окислення аміаку або відновлення нітратів. Їхня присутність вказує на свіже забруднення вод. У поверхневих водах нітрити швидко переходять у нітрати. Їхня концентрація у воді коливається від декількох мікрограм до десятих часток міліграм на один літр. У великих кількостях вони знаходяться в деяких промислових і біологічно очищених стічних водах. 1997 р. 0,05, у 2018 – відсутні. Нітрати присутні у всіх видах вод. Високий вміст нітратів свідчить про забруднення в каналізаційними стоками, а також залишками азотних добрив. Вміст – 0,5–50,0 мг/л. 1997р. – 1,4 мг/ л , у 2018 – не виявлені.

Висновки. Вагомий вплив на річковий стік та структуру річкової мережі має господарська діяльність людини в межах водозбору та безпосереднє антропогенне втручання у процеси функціонування річкової системи. Значний антропогенний вплив на режим водних об'єктів досліджуваного басейну спричинюють: осушувальна меліорація, створення водосховищ і ставків, забір води на господарські потреби, засмічення прибережник територій, скидання неочищених комунально-господарських та сільськогосподарських стоків. Ці види антропогенного Навантаження на басейнову геосистему в сукупності з наслідками урбанізаційних процесів і природокористування у басейні спричинили до зменшення взаємозв'язку гідрологічних характеристик з метеоумовами, які є визначальними у формуванні стоку і розбудови річкової мережі. Вплив господарської діяльності на річковий стік проявляється і через зміну інших компонентів природного середовища в процесі їхнього використання. Отож значення антропогенних чинників у функціонуванні р. Зубра є досить вагомим, і що важливо – зростаючим впродовж досліджуваного періоду.

Література

1. Ресурси поверхносних вод СССР. Том 6, Україна і Молдавия, часть4: описания отдельних рек и водохранилищ басейна р. Днестра./ Под ред. Михайловой К.Л. — Л: Гидрометеоиздат, 1964. — 220 с.

2. Філософов В.П. Порядки долин и их использование при геологических исследованиях // Научний ежегодник за 1955 г. Саратовский університет, Геологический факультет. — Саратов, 1959. — С. 33 – 50.

ВИКОРИСТАННЯ Й ОХОРОНА ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ СТАВЧАНКА

(У МЕЖАХ ПУСТОМИТІВСЬКОГО РАЙОНУ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)

О.Р. Перхач, Ю.В. Явдик
Львівський національний університет імені Івана Франка, м. Львів

WATERS PROTECTION OF RIVER BASIN STAVCHANKA (WITHIN PUSTOMYTY DISTRICT IN LVIV REGION)

O.R.Perkhach, J. V. Javdy
Ivan Franko National University of Lviv

The actuality of the research of small river sissubstantiated. The basin of Stavchanka river is selected. She is the right tributary of river Schyrets which is tributary of Dniester river. Hydrochemical characteristics of Stavchanka river is represented. The use of basin Stavchanka river is carried out for communal and industrial needs of Pustomyty city and ot her settlements. The river is als oused for fishing.

Малі річки, у зв’язку з їх великою кількістю, представляють собою один з найважливіших елементів географічного середовища і відіграють значну роль в житті людини[4].Басейн р. Ставчанки виділити достатньо складно. Це зумовлено рівнинною територією протікання річки. Річка Ставчанка – права притока Щирки притоки Дністра. Бере початок північніше села Бартатів (Городоцький район), тече здебільшого на південь/південний схід. Впадає у Щирку в селі Семенівці. На річці розташоване місто Пустомити [5].На півночі басейн річки Ставчанки межує з басейном річки Стара, на сході – Щирець і на заході – Верещиця.

До басейну річки Ставчанки входить: джерело “Оброшинське”, яке знаходиться в с. Оброшино. Дебіт джерела становить: 0,3 л/с. Вода місцевими жителями використовується як питна та джерело сірчистої мінеральної води. У межах басейну розташовано п’ять ставків. А також в межах басейну річки Ставчанка є Рибальський ставок (Ставчанське озеро) та отель-резорт“Озерний Край” з багатьох сторін оточений озерами. Площа басейну становить 117 км².

Отже річка Ставчанка відноситься до малих за водозбірною площею басейну [6].

На території басейну розміщена Ставчанська меліоративна осушувальна система. На меліорованих частинах басейну відбувається трансформація структури річкової мережі. Після осушення з’являється водна та вітрова ерозія, зсування. Крім того, осушення має значний вплив на властивості ґрунтового покриву шляхом трансформації його фізичних та механічних властивостей: гранулометричний склад, вміст і запаси гумусу, кислотність тощо. Таким чином, на стан і функціонування річкового басейну осушувальна меліорація здійснює незначний вплив [7].

Басейн річки Ставчанки розташований в межах Пустомитівської міської ради, Оброшинської, Ставчанської, Містківської, Семенівської сільських рад Пустомитівського району. Станом на 2018 рік населення Пустомитівської міської ради складає 11 255 осіб, Оброшинської сільської ради – 4 233 особи, Ставчанської сільської ради – 2 189 осіб, Містківської – 1 336 осіб іСеменівської сільської ради – 2 430 осіб. Районний центр – місто Пустомити – розташоване у межиріччі Щирки та її притоки Ставчанки (басейн Дністра) 19 км на південний захід від Львова. Загальна кількість населення, що проживало на території басейну річки Ставчанка, станом на 2018 р. становила 21,4 тисяч осіб [7].

Використовують річку Ставчанку для рибалки. Видовий склад: карась, короп, окунь, щука, плотва. Трофейна риба буває рідко, але трапляються коропи до 3-4 кг, решта риби — тугоросла, дуже рідко можна зловити карася понад 100 г. У великій кількості присутній малий окунь. Спінінгову ловлю не практикують через невелику ширину та рослинність (хоча є

За хімічним складом вода у річці Ставчанці переважно гідрокарбонатно-кальцієва. Гідрохімічна характеристика річки задовільна, значних перевищень гранично допустимих концентрацій (ГДК) не спостерігається. Перевищення ГДК за такими речовинами як залізо загальне та амонійний азот, які зберігаються протягом останніх років, свідчить про додатковий антропогенний тиск на басейн річки та неефективне очищення комунально-побутових та промислових стоків підприємств. Проте їх перевищення достатньо невеликі, що дозволяє говорити про помірний рівень антропогенного навантаження на басейн річки Ставчанка.

Водокористування – використання вод (водних об'єктів) для задоволення потреб населення і галузей економіки. Слід відрізняти це поняття від терміну використання води – процес вилучення води для використання у виробництві з метою отримання продукції та для господарсько-питних потреб населення [3].Найбільшими об'єктами-водокористувачами басейну є спеціалізовані комунальні підприємства КП "Пустомитиводоканал", Пустомитівське міське житлово-комунальне підприємство, КП "Злагода" (с. Семенівка) та КП "Оброшин", які здійснюють водопостачання на господарсько-питні та виробничі потреби населених пунктів, підприємств, організацій та установ. А також вода використовується для сільського господарства у тому числі для зрошення полів. У Пустомитівському районі приблизно однакову кількість води використовують на виробництво та сільськогосподарські потреби. У районі знаходиться багато підприємств (у 2017 році налічувалося 817), які використовують воду з річок [8].З басейну річки Ставчанки забирається вода для наповнення озер та ставків, а саме: Рибацький ставок (Ставчанське озеро) та отель-резорт"Озерний Край".

Найбільш поширеним джерелом водопостачання сіл басейну є індивідуальні колодязі, які розкривають верхні водоносні горизонти, деякі з яких є незахищеними від забруднення поверхневими та дощовими стоками.
перспективні місця). Основна ловля здійснюється поплавковими снастями [5].

У межах басейну розташовані десять підприємств, зокрема ПП "Оліяр" - одне із найбільших виробників рослинної олії в Україні. Є виробником рафінованої та нерафінованої соняшникової олії та фасованої олії ТМ "Майола" і ТМ "Соняшна". За потужністю виробництва компанія посідає третє місце в Україні серед виробників рафінованої соняшникової олії [8].

Охорона вод – це система організаційних, правових, технічних і економічних заходів, спрямованих на запобігання, обмеження й усунення наслідків забруднення, засмічення та виснаження вод для оптимального забезпечення потреб людей і побутово-господарських об'єктів водою нормативної якості. Усі водні об'єкти підлягають охороні від забруднення, засмічення, вичерпання та інших дій, що можуть погіршити умови водопостачання, завдати шкоди здоров'ю людей, спричинити зменшення рибних запасів та інших об'єктів водного промислу, погіршити умови існування диких тварин, знизити родючість земель [3].

Для запобігання забрудненню річок, а також знищенню рослин і тварин, які оселяються на її берегах, та для забезпечення сприятливих умов її існування, з обох берегів русла від витоків до гирла на території долини встановлюються прибережні захисні смуги (ПЗС) та водоохоронні зони (ВЗ). Ці ділянки є природоохоронними територіями, господарська діяльність на яких має обмеження і регулюється Водним кодексом України.Головна мета створення ВЗ та ПЗС – це попередження забруднення, замулення річок; створення природного біофільтра, що візьме на себе основний тягар стічних вод із прилеглих господарсько-освоєних територій. З іншого боку, вони мають убезпечити прилеглі території від руйнівної дії води. І, нарешті, ВЗ і ПЗС мають виконувати роль резерватів біорізноманіття. водного та рослинного і тваринного світу, зберігаючи природний стан заплавних екосистем.

Серед основних заходів з охорони річки Ставчанки можна виділити:встановлення прибережних захисних смуг і водоохоронних смуг.Для малих річок – це 25 м. У прибережних захисних смугах забороняється будь-яка діяльність, що може негативно вплинути на стан річки. У водоохоронних зонах садять дерева і сіють багаторічні трави. Водоохоронна зона позначається спеціальними знаками [3].

Важливими є профілактичні заходи, спрямовані на запобігання або обмеження забруднення, засмічення і виснаження вод. Вони передбачають розробку схем комплексного використання та охорони водних ресурсів; визначення впливу ділянок, обраних під забудову та спорудження водних об'єктів; вибір і погодження проектів реконструкції та будівництва промислових і соціально-побутових об'єктів; раціональне розміщення об'єктів; удосконалення виробництва і дотримання технологічної дисципліни тощо. Для річки Ставчанки надзвичайно важливими є діагностичні заходи, спрямовані на виявляння складу й розмірів можливого забруднення, зокрема: нормування водопостачання і водовідведення; нормування ГДК різних речовин у водах питного, рибогосподарського та іншого призначення; контроль за скиданням стічних вод і екологічним станом тощо.

Особлива роль в охороні водних ресурсів річок та збереженні існуючих природно-територіальних комплексів на території їх басейнів належить створенню тут об'єктів природно-заповідного фонду. Серед природоохоронних територій, що створені в межах басейну для охорони видів флори та фауни, слід відзначити такі: зоологічний парк (с. Оброшине), Оброшинський дендропарк, Басівський дендропарк (с. Оброшине) та Парк XIX ст. (м. Пустомити) [7].Одна з найважливіших умов швидкого відновлення річки – це повне припинення скидів.

Література

1. *Водний кодекс України. Повітряний кодекс України. – К.: Школа, 2003. – 95 с.*
2. *Козловський Б.І., Садовий В.М., Крута Н.С. Водні ресурси Львівської області / Б.І. Козловський, В.М. Садовий, Н.С. Крута. – Львів: ЗУКЦ, 2013- 101 с.*
3. *Кукурудза С.І., Перхач О.Р. Використання та охорона водних ресурсів: Навчальний посібник / С.І. Кукурудза, О.Р. Перхач. – Львів: ЛНУ імені Івана Франка, 2009. – 304 с.*
4. *http://ir.znau.edu.ua/bitstream/123456789/5721/1/КОМ_20_ОVMRIVE.pdf - Особливості використання малих річок та їх охорони.*
5. *https://uk.wikipedia.org – річка Ставчанка.*
6. *http://maps.oblwodgosp.gov.ua/index.php- Львівське обласне управління водних ресурсів.*
7. *http://www.pustomyty-rada.gov.ua – Пустомитівщина. Стратегія сталого розвитку району.*
8. *http://www.pustomyty.gov.ua/business-district/industrial-Перелік промислових підприємств Пустомитівського району.*

МОНІТОРІНҐ ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНИХ ВОД

Г.М.Петруняк[1], О.М. Черемісська[2]

[1]Українське мінералогічне товариство, [2]Інститут геології геохімії горючих корисних копалин Національної Академії наук України

MONITORING OF USING NATURAL WATER

G.M. Petrunyak[1], O.M. Cheremisska[2]

Ukrainian Mineralogical Society[1], Institute of Geology and Geochemistry of Combustible Minerals of National Academy of Sciences of Ukraine[2]

Water is the natural resource that is the most important part of processes in biosphere and life. Increase of drinking water reserves causes negative consequences in functional system Nature–Human. Trend of urbanization causes many social, household and ecological problems, which are considering in the historical aspect. Research of mineral and thermal water in Carpathian structure helps to create an opinion about their feature and developing. In saline solution in Starynia the high concentrations of sodium Na^{+}, potassium K^{+}, calcium Ca^{+2}, barium Ba^{+2}, strontium Sr^{+2}, chlorine Cl^{-}, bromine Br^{-}

, iodine J^-, sulfate SO_4^{-2} was discovered by chemical analysis.
Key words: water, monitoring, mineralization, chemical composition, balneology.

Поверхневі води планети як складові живої речовини, без яких неможливе життя, відіграють важливу роль в біосферних процесах[1]. В функціональній системі Природа–Людина використання запасів питних вод часом спричинює негативні наслідки. Відомий історичний приклад запровадження єгипетської системи зрошення привів до занепаду Вавилону [2].

Розширення сфер діяльності людини потребує пошуків вод промислового призначення. В бальнеологічному аспекті зростає необхідність в нових джерелах природних лікувальних мінеральних вод.

Прискорений техногенез вимагає раціонального природокористування. Потреба питної води невпинно зростає від мегаполісів [3] до сільських агломерацій. Цей процес спостерігається при ретроспективному аналізі розвитку окремих територій і в глобальному вимірі сучасності.

Питні води. Хрестоматійно геологам і гідрогеологам наводять приклад Паризького артезіанського басейну з унікальним питним запасом. Але в не такі віддалені часи виникла її нестача і тоді, доклавши зусиль, французькі вчені, навіть, розробляли проект поповнення запасів питної води за рахунок транспортування айсбергів з акваторії Антарктики.

В довоєнні часи вчені розраховували потребу водних ресурсів для міста Львова як історичного, культурного, і торгівельного центру з розвиненою промисловістю. Для забезпечення нормального функціонування урбаністичного центру вимагалося продумане водопостачання на тлі відсутності поблизу покладів підземних питних вод.

Тенденція урбанізації спричиняла ряд соціально-побутових і екологічних проблем, що розглядаються в історичному аспекті. В XVI столітті на Покутті закладено нове поселення, яке з раціонально продуманою забудовою в кінці XIX-го одержало назву Кути. В місті споруджено українську церкву, вірменський і польський костели, навіть, малу синагогу.

Питною водою місто забезпечувало себе мережею глибоких криниць з запасами води високої якості і вмістом вуглекислого газу CO_2. В цій місцевості через товщу гравійно-галькових відкладів горизонти безперервно поповнюються в передгір'ї водами р. Черемош до означеного гіпсометричного рівня.

В смт. Кути, яке розміщене на IV терасі р. Черемош, глибина водяного дзеркала від поверхні сягає позначки 45*м*. Постачання води сусіднього населеного пункту м. Косів здійснюється водогоном через систему фільтрувальних споруд на віддаленому пониззі.

Солоні води. Зовнішні Карпати і Передкарпатський прогин відомі численними виливами розсолів на денну поверхню [4]. Біля контактів з соленосними відкладами алювіальні водоносні горизонти втрачають споживну якість. Це спостерігається в селах Люча, Баня Березів, Слобода Рунгурська, Молодятин, Ланчин, м. Калуш і аж до Старої Солі.

Мінералізація природних вод. В процесі дослідження хімічного складу питних мінеральних вод Прикарпаття особлива увага надається вивченню органічної речовини $C_{орг}$. Ймовірно, це пов'язано з необхідністю відкриття нових покладів вод з властивостями ***«Нафтусі».***

Поряд з цим у водах свердловин Косова та Верховини виявлено селен ***Se*** і відзначено, що сульфатна SO_4^{-2} вода свердловини урочища Лужки з високим вмістом ***Al, Fe, Mn, Ni, Zn, Si, Mg*** і керогенів $C_{орг}$ в зв'язку з високою кислотністю ***pH*** 3,3 не відноситься до питних мінеральних вод [5].

В Зовнішніх Карпатах з-під стратиграфічного контакту між «бориславським пісковиком» і кремнисто-мергелястим горизонтом в багатьох місцях височуються сірководневі води, що на поверхні завершується утворенням колоїдної сірки, мельниковіту, гідротроїліту і винятково алабандину [6].

У витоках потоку Улійца (с. Черганівка) високо дебітне джерело сірководневої води з невідомих міркувань каптовано металічною цистерною. Внаслідок цього вода втратила первинні властивості, набувши алюмосульфатний склад.

Техногенний метаморфізм води, можливо, має якусь наукову вартість, але в

більшості випадків це приносить непоправну шкоду. При каптажі використовують металічні труби, цемент, що не тільки порушує гідродинамічний режим мінеральних джерел, але й понижує їхні питні і лікувальні якості. Наслідки недбалого каптажу джерел мінеральних вод спостерігаються в м. Рахів, с. Кваси, с. Буркут і с. Бангоф. Колись до кожного джерела ставилися з пошаною, місце витоку обкладалось каміннім або дерев'яним цямринням.

Результати дослідження мінералізованих, мінеральних і термальних вод в споруді Карпат створюють чітку уяву про їхні властивості і розвиток. В розсолах Старуні хімічним аналізом виявлено високі концентрації натрію Na^{+}, калію K^{+}, кальцію Ca^{+2}, барію Ba^{+2}, стронцію Sr^{+2}, хлору Cl^{-}, брому Br^{-}, йоду J^{-}, сульфату SO_4^{-2} [7,8].

Збережені свердловини і гірничі виробітки в с. Старуня фахівцями віднесено до техногенних покмарків (***pockmarks***), з гідродинамічною діяльністю яких пов'язані сіпи (***seeping***), плюми (***plumes***) та мінералоутворення [9]. Та головною особливістю цього родовища є те, що, як і на о. Челекені [10], зберігаються наслідки давнього і сучасного мінералоутворення. Але в с. Старуня вперше виявлено у кристалічному стані парні і непарні ***n***-алкани і п'ять мінералів, за утворення яких відповідає надзвичайно рухливий в зоні гіпергенезу фероценій-катіон $[Fe(C_5H_5)_2]^{+}$ [11].

Несподівано на озокеритовому родовищі Старуні виявлено поверхневі прояви високо концентрованої мінеральної води з вмістом органічних речовин**.** Цінність цього відкриття полягає в тому, що на родовищі витримуються всі умови для встановлення причин генезису «Нафтусі».

Існує гіпотеза, що формування «Нафтусі» пов'язане з бітумінозними відкладами менілітової світи олігоцену. Але нас зацікавила присутність рухливого ***керогену*** у сульфатних водах цих відкладів [5], який там надзвичайно міцно зв'язаний з мінеральними складовими.

В поверхневих виступах менілітової свти спостерігається розвиток вицвітів фіброфериту, алуногену, ярозиту, гіпсу, галотрихіту, алуніту, розвиток яких пояснюється утворенням сульфат-іону SO_4^{-2} за рахунок окислення піриту.

Обстеження в с. Підзахаричі профілю крутого схилу складеного бітумінозними відкладами менілітової світи в одному і тому ж тектонічному елементі Буковинських Карпат, що й Лужки, показало, що від найвищого гіпсометрично розташованого місця до низу відбувається зростання вмісту ярозиту. Вміст його до висоти 4-4,5м над течією води в р. Черемош настільки високий, що утворює густу масу в породі. Нижче спостерігається значний розвиток мелантериту, який при контакті з русловою водою гідрокарбонат-кальцієвою збагачено киснем водою утворює міцні кірки гідроксидів заліза. Власне у смузі розвитку мелантериту спостерігається значне освітлення бітумінозних сланців.

Мінералоутворення у відслоненні пов'язане з проявом метасоматозу в зоні гіпергенезу, розвиток якого визначений низхідним просочуванням вадозних вод.

В загальному представляє функціональну саморегулюючу систему комбінаційного розвитку метасоматозу [12] з типовою мікромасштабнісю. Дослідження таких систем в гіпергенних умовах має значення не тільки для встановлення невідомої форми масопереносу ***керогену***. У відвалах гірничодобувної промисловості і хвостосховищах («ґолдах») в зоні гіпергенезу відбувається перерозподіл важливих рудних компонентів в масштабі, який може становити промисловий інтерес, а в окремих випадках сприятиме вирішенню невідкладних екологічних проблем.

За станом практично не вивченої геологічної будові озокеритового родовища Старуні, як і Трускавця, витримуються всі умови встановлення генезису ***«Нафтусі»***. Склад і лікувальні властивості її визначаються наявністю розчинних у воді складної будови похідних вуглеводнів, споріднених з нафтою. Першим доказом цьому є наявність ряду мінералів на ферометалоценовій основі.

Визначення потенційних запасів питної «Нафтусі» вимагає на спеціальній методологічній основі провести буріння і гірничі роботи з детальною документацією і опробуванням для досліджень в лабораторних умовах.

*ЛІТЕРАТУР*А

1. *Реймерс Н.Ф. Природопользование. М.: Мысль. – 1990. – 637 с.*
2. *.Петруняк Г.М. Исторический аспект экологических проблем сельскохозяйственных территорий // Экологические проблемы природных и антропогенных территорий: Сборник научных статей I Международной научно-практической конференции / Под ред. А.В.Дмитриева, Е.А. Синичкина. – Чебоксары: типография «Новое время», 2011. – С. 65-66.*
3. *Петруняк Г.М. Современные проблемы городских агломерацій // Город как система: Научные труды II Международной конференции, посвященной 40-летию города Нижневартовска / Отв.ред.С.Н.Соколов. – Нижневартовск: Изд-во Нижневарт. Гуманит. Ун-та, 2012. – 301 с.*
4. *Windakiewicz E. Występowanie soli w Polsce. / E. Windakiewicz // Życie techniczne. – Lwów, 1939. – Rok XV, zeszyt 1-2. – S. 41 – 50.*
5. *Шестопалов В.М., Моісеєва Н.П., Моісеєв А.Ю., Лесюк Г.В. Особливості хімічного складу проявів питних мінеральних вод Прикарпаття. / Геологічний журн. – №2. – 2011. – С. 81-89.*
6. *Петруняк Г.М. Головні критерії нафтоносності «бориславського» пісковика / Г.М. Петруняк // Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ.-2016.-№2. – С. 7-16.*
7. *Бабинец А.С., Мальская Р.В. Геохимия минерализованных вод Предкарпатья. К.: Наукова думка. – 1975. – 175 с.*
8. *Бабинец А.Е., Марус В.И., Койнов И.М. Минеральные и термальные воды Советских Карпат. К.: Наукова думка. – 1978. – 160 с.*
9. *Воложж Ю.А., Трофименко М.С., Калимов А.М., Едилбаев М.Т. Каспийский регион: кольцевые субвертикальные структуры,покмарки и постпокмарки. – Нефть и газ 2019, 6 (114). – С. 15-50.*
10. *Лебедев Л.М., Никитина И.Б. Челекенская рудообразующая система. М., Наука, 1983. – 240 с.*
11. *Петруняк Г.М., Петруняк М.Д. Углеводороды на границе раздела Земля-атмосфера / Нефть и газ.- №6(114). – 2019. – С.86-100.*
12. *Поспелов Г.Л. Парадоксы геолого-физической сущности и механизма метасоматоза. Новосибирск: Изд. «Наука» СО АН СССР, 1973. – 355 с.*

РОЗПОДІЛ МОЛІБДЕНУ В НИЗИННИХ ТОРФАХ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

М.Б. Яковенко, Ю.В. Хоха, О.В. Любчак
Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України, м. Львів

DISTRIBUTION OF MOLYBDENUMIN LOW PEAT OF LVIV REGION

M. Yakovenko, Yu. Khokha, O. Lyubchak
Institute of geology and geochemistry of combustible minerals of NAS of Ukraine, Lviv

The distribution of the Molybdenum in the low peat of the Lviv region, based on the results of 248 ash peat samples collected at depths of 0.1-7 m on 110 representative areas for the Lvivr egion, identified as independent peat deposits, analyzed by a spectral semi-quantitative analysis of the content of 21 chemical elements (Be, P, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, Sr, Y, Zr, Mo, Ag, Sn, Ba, Yb, Pb) and other geochemical characteristics of the peat (pH, ash content, humidity, degree of decomposition, humus content, CaO, P2O5, K2O, hydrolyzed nitrogen, ammonia nitrogen).

Молібден — катіонно- і аніонногенний елемент зі змінною валентністю, який проявляє сидерофільні, біофільні, а в зоні гіпергенезу переважно літофільні і халькофільнівластивості. *Мо*— рухливий елемент, добре мігрує в аніонній формі, низькобіофільний елемент. Кларк в літосфері за О. П. Виноградовим [1] - 1,1 мг/кг, грунтах за H. Bowen [2] - 1,2 мг/кг; в золі наземних рослинах за Д. П. Малюгою[1] - 20 мг/кг.

Основні сполуки молібдену — молібденіт (MoS_2). В водах *Mo* знаходиться в основному у формі MoO_4^{2-}, у вигляді органо-комплексів та в колоїдному стані. У поверхневих водах молібдену відносно небагато ($1,2 *10^{-7}$ - 10^{-8}%) і найбільш стійкими є сполуки молібдену — +6 і +4. Сполуки молібдену попадають у поверхневі води в результаті процесів вилуговування молібденових, мідно-колчеданних руд, екзогенних мінералів таосадових порід, особливо глинистих сланців, з ґрунтів при розкладанні організмів і рослин і т. д. Серед антропогенних джерел — стічні води металургійних, металозбагачувальних, нафтопереробних, хімічних виробництв, мікродобрива, спалювання вугілля та ін. [3].

Молібден у торфах Львівської області характеризується досить неоднорідним розподілом (коеф. варіації - 167,64, дисперсія - 90,64, ст. відхилення - 9,52), дуже інтенсивним накопиченням, широким розповсюдженням (коефіцієнт зустрічальності елемента кількість проб, в яких елемент виявлено, від загальної кількості проаналізованих проб, Z= 100 %, кількість проб з вище кларковим вмістом від загальної кількості проб, ZK = 89%).

Загалом низинні торфи Львівської області збагачені молібденом. Середній вміст *Mo* в золі торів 5,7 мг/кг (min = 0,5; max= 71 мг/кг, фоновий вміст за медіаною = 2,69 мг/кг).

В торфах Львівської області відмічені аномальні вмісти Молібдену, які досягають в деяких пробах декількох тисячних відсотків (0,005-0,007%), в половини досліджуваних проб вміст *Mo* перевищує фонове значення за медіаною (0,0003%).

Максимальні вмісти Молібдену відмічені в золі торфів Львівської області в межах (рис. 1):

1) територій поширення мергельної товщі, алевролітів, пісковиків, вапняків пізньої крейди (К2):

- північна частина Львівської області, Сокальський район, р-ща: 101 - Воловин; 102 - Воловин II; 96 - Поториця;
- центральна частина Львівської області, Жовківський район, р-ща: 84 - Грибовичі; 88 - Ситихів; 83 - Гребенці; 81 - Костеїв; 82 - Дорошів;
- південна частина Львівської області, Жидачівський район, р-ще 39 - Борусів;

2) площ поширення глинистих відкладів міоцену (N_1):

- центральна частина Львівської області, територія Городоцького району, р-ща: 74 - Черляни; 73 - Артищев; 76 – Поріччя;
- східна частина Львівської області, Бродівський район, р-ща: 59 - Чепелі; 62 – Лукавець;
- західна частина Львівської області, територія Яворівського та Мостиського районів, р-ща: 28 - Вижомля; 26 - Краковець; 25 - Бортятино-Новоселковське; 24 – Стоянці.

У досліджуваних торфах коефіцієнт концентрації Молібдену відносно літосфери за О. П. Виноградовим [1] КК = 5,16; відносно кларків грунтів за H. Bowen [2]) КК = 4,73; відносно фонових значень в грунтах України [4] Кс = 4,06.

Спостерігається позитивна кореляція між Mo-Ni (r=0,79), Mo-Zn (r=0,51), Mo-вологість (r=0,48); Mo-Co (r=0,47), Mo-P (r=0,46), Mo з ландшафтами (r=0,39), Mo-Cu (r=0,38), та від‘ємна кореляція Mo з зольністю (r=-0,44) і з CaO (r=-0,41).

Кореляційний зв‘язок Mo з Ni, Zn, Co вказує на сульфіди як носії молібдену (в глинистій товщі міоцену (стебниківська світа) відмічаються окремі рудопрояви сфалериту, халькопіриту).

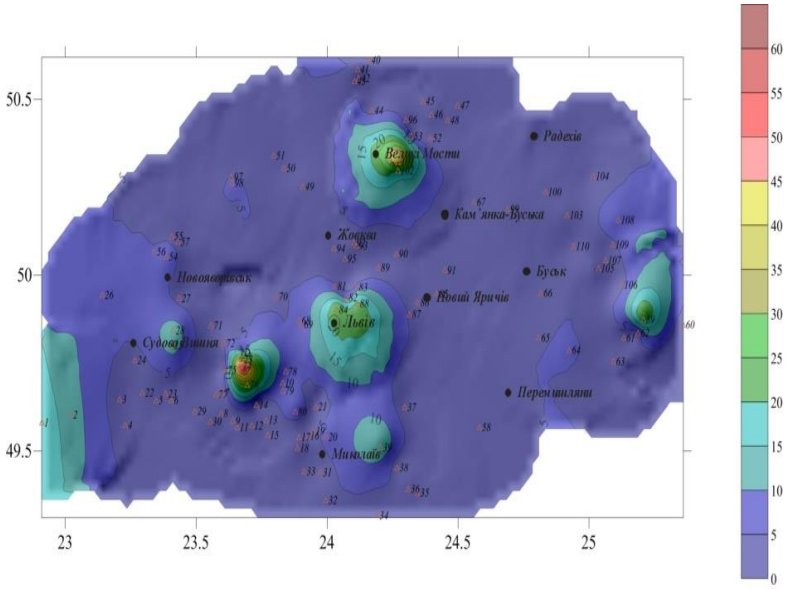
Від‘ємна кореляція вмісту *Mo* з зольністю вказує на переважання форми $Mo_{орг}$, а з CaO- може вказувати на поглинання молібдат іону сорбційною золою торфу шляхом зв‘язування MoO_4^{2-}з сорбційним Ca.

За кореляційними профілями виділена геохімічна парагенетична асоціація з Co - Mo - P, що вказує на подібність поведінки цих елементів в період формування торф'яних покладів (рис. 2).

Результати факторного аналізу варимакс нормалізованим методом показали для другого фактору (*F2*, з внеском у спільну дисперсію геохімічних даних 14,25%) визначальну в геохімічному відношенні групу параметрів та типоморфну асоціацію хімічних елементів, узагальнений спектр якої — вміст $гумусу_{0,72}$, $вологість_{0,71}$, $Mo_{0,71}$ $P_{0,60}$, азот $аміач._{0,56}$, $Co_{0,52}$, $ландшафти_{0,54}$, $Ni_{0,52}$, $Zn_{0,48}$ /

зольність$_{-064}$, азот гідроліз.$_{0,49}$,

Підвищені концентрації *Мо* утворюють два головних генетичних типа: син- і епігенетичний. Для утворення сингенетичних аномалій *Мо* торфовища повинні були підживлюватись *Мо*-вміщуючимигрунтовими водами, водами рудних родовищ, також мінералізованими термальними водами (вуглекислими гідрокарбонатно-натрієвими або з хлоридно-натрієвими) [5]. Іншим фактором сингенетичної молібденоносності торфів могли бути надходження в торфовище Мо-вміщуючоїкластики, наприклад продуктів кори вивітрювання по породам з підвищеним вмістом *Мо*, продуктів розмиву фосфатоносних і сірчистих товщ (сенонських), а також в торфовище кислої пірокластики. Епігенетичні концентрації *Мо* можуть бути обумовлені гідротермальною сульфідною



мінералізацією.

Рисунок 1 - Просторовий розподіл вмісту (*мг/кг*) Молібдену в золі торфовищ Львівської області.

Умовні позначення до рис. 1: Родовища торфу: 1 - Болозів; 2 - Біличі;

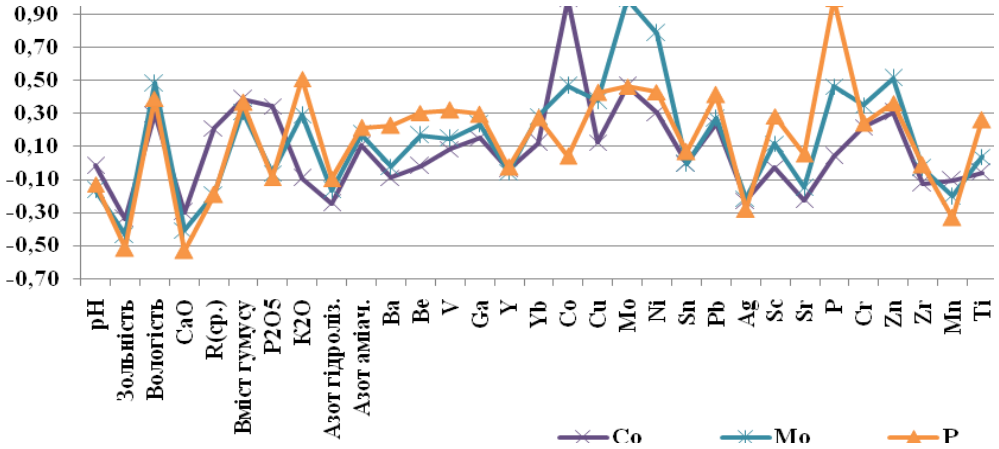
3 - Ятвяги; 4 - Лановичі; 5 - Роздільне; 6 - Шептичі; 7 - Хишевичське; 8 - Конюшки; 9 - Тулиголове; 10 - Піддолини; 11 - Нове село; 12 - Лівчиці; 13 - Грімне; 14 - Якимчиці; 15 - Козушин; 16 - Гонятичі; 17 - Вербіж; 18 - Сайків; 19 - Демня; 20 - Тростянець; 21 - Хоросно; 22 - Костильниківське; 23 - Канафости; 24 - Стоянці; 25 - Бортятино-Новоселковське; 26 - Краковець; 27 - Вільшаниця; 28 - Вижомля; 29 - Колбаєвичі; 30 - Погірці; 31 - Пісочна; 32 - Держев; 33 - Рудники; 34 - Заболотці; 35 - Вовчатичі; 36 - Ходорів; 37 - Бібрка; 38 - Чорний Острів; 39 - Борусів; 40 - Шихтарі; 41 - Пасека; 42 - Подільське I; 43 - Подільське II; 44 - Савчин; 45 - Суховоля; 46 - Тартаків; 47 - Лещатів; 48 - Спасів; 49 - Піддовге; 50 - Діброва; 51 - Карів; 52 - Зубків; 53 - Комарів; 54 - Заводов; 55 - Руда; 56 - Щеплоти; 57 - Немирівське; 58 - Брюховичі; 59 - Чепелі; 60 - Яснище; 61 - Кругов; 62 - Лукавець; 63 - Івачев; 64 - Струтинь II; 65 - Княже; 66 - Ожидів; 67 - Вузлове; 68 - Рясне; 69 - Рясне II; 70 - Лозина; 71 - Лесновичі II; 72 - Дроздовичі; 73 - Артищев; 74 - Черляни; 75 - Незабитівка; 76 - Поріччя; 77 - Коропуж; 78 - Полянка; 79 - Острів (Острів-Сердиця); 80 - Лани; 81 - Костеїв; 82 - Дорошів; 83 - Гребенці; 84 - Грибовичі; 85 - Баси; 86 - Дідилів; 87 - Яричів; 88 - Ситихів; 89 - Грабовець; 90 - Дальнич; 91 - Стрептів; 92 - Туринка I; 93 - Туринка II; 94 - Білий ліс; 95 - Блищиводи; 96 - Поториця; 97 - Річки I; 98 - Річки II; 99 - Оглядов; 100 - Хмільно; 101 - Воловин; 102 - Воловин II; 103 - Станіславчик; 104 - Сморжов; 105 - Висоцьке; 106 - Дуб"є; 107 - Поніковиця; 108 - Білявці; 109 - Лагодів; 110 - Руда Брідська

Накопичення *Мо* в торфах пов‘язано з характерною "азотофільною" тенденцією в органічній геохімії *Мо* (зв'язування *Мо*усіма азотвміщуючими природними ОР, вирішальна роль органічного азоту в фіксації *Мо* - більшість розчинних сполук *Мо* з органічними оксисполуками переходять в нерозчинні форми в присутності ряду амінів), а також з чітко вираженою сульфофільністю

Mo - тобто накопиченням його в породах, збагачених сульфідами (Co, Ni, Zn). Сульфід-іон, який утворює з *Mo* міцні сполуки є важливим фактором зв'язування *Mo* в торфовищах. Для стадії діагенезу торфів характерна легка трансформація Mo (OP) =>*Mo* (сульфіди) [5].

Як активний комплексоутворювач *Mo* поглинається з розчинів торф'яною речовиною з утворенням фракції $Mo_{сорб}$ в формі $Mo_{орг.}$ При наявності в середовищі H_2S *Mo* утворює сульфід і асоціюється з піритом в формі $Mo_{сульф.}$ [5].

Таким чином, високі вмісти молібдену в торфах Львівської області, відображають місцеві регіональні процеси концентрації елемента в масі торфу, і вказують на накопичення у верхніх шарах торф'яних профілів в основному природного походження. *Mo* в торфах Львівської області пов'язаний з наявністю сульфідної мінералізації (сфалерити, халькопірити глинистої товща міоцену, стебниківська світа). На сульфіди як носії молібдену вказують і високі позитивні кореляційні зв'язки *Mo* з Ni, Zn, Co. Від'ємна кореляція його вмісту з зольністю вказує на важливу роль *Mo* органічного, а з CaO - на поглинання молібдат іону



сорбційною золою торфу шляхом зв'язування MoO_4^{2-}з сорбційним Ca.

Рисунок 2 - Кореляційні профілі розподілу Co, Mo, P в торфах Львівської області.

Можливими є також і антропогенні джерела *Mo*- застосування мікродобрив з його складом, про що свідчить наявність позитивної кореляції *Mo*-P (r=0,46),а також продукти спалювання вугілля, стічні води нафтопереробних та хімічних иробництв.

Література

1. Войткевич Г.В., Мирошников А.Е., Поваренных А.С., Прохоров В.Г. и др. Краткийсправочник по геохимии/ - М.: Недра, 1970. – 280 с.

2. Bowen H.J.M. EnvironmentChemistryoftheElements/Bowen H.J.M.// London-New-Yorc-Toronto-Sydney-San Francisco: AcademicPress, 1979. – 250 p.

3. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формымиграцииметаллов в пресныхповерхностных водах. – Ленинград: Гидрометеоиздат. 1986. – 268 с.

4. Регіональні геохімічні дослідження ґрунтів України в рамках міжнародного проекту з геохімічного картування сільськогосподарських та пасовищних земель Європи (GEMAS)/В.Р. Клос, М. Бірке, Е.Я. Жовинський, Г.О. Акінфієв, Ю.А. Амаїцукелі, Р. Кламенс // Пошукова та екологічна геохімія. - 2012. - № 1. - С. 51-66.

5. Юдович Я. Э., Кетрис М. П. Токсичныеэлементы-примеси в ископаемыхуглях. Екатеринбург: УрО РАН, 2005. – 656 с.

ГЕОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД М. НАДВІРНА, ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Ю.В. Караван[1], К.П. Наконечний[2]

[1]Буковинський державний медичний університет, кафедра медичної біології та генетики, м. Чернівці
[2]Чернівецький національний університет ім. Ю. Федьковича, географічний факультет, м. Чернівці

GEOECOLOGICAL CONDITION OF WATERS IN NADVIRNA TOWN, IVANO-FRANKIVSK REGION

Y.V. Karavan[1], K.P. Nakonechnyi[2]

[1]Bukovinian State Medical University, Biological Department, Chernivtsy
[2]Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, Geographical Department, Chernivtsy

This publication highlights the results of a geoecological study of surface water and groundwater sources quality in Nadvirna town, Ivano-Frankivsk region. The main pollutants which are discharged into water bodies in Nadvirna are suspended solids, ammonium nitrogen, and petroleum products. In 70% of the town's wells which are fed by groundwater, the excess of substances of biogenic origin concentrations have been detected. The inflow of pollutants into aquifers occurs together with rain and melt water due to the high permeability of soils. Qulity of groudwaters in Nadvirna is not compliant with the established norms for drinking water. This could be explained by high concentrations of the ammonium and nitrite matter in the water sources, which is mostly observed in technogenic areas.

Екологічною проблематикою територій на сьогоднішній день займаються спеціалісти з різних наукових напрямів, оскільки джерела та наслідки впливу на навколишнє середовище зазвичай мають комплексний характер. Геоекологічні дослідження передбачають вивчення впливу антропогенних чинників на ландшафтні комплекси та їх компоненти. До області досліджень геоекології відноситься літосферний простір, педосфера, атмосфера, води, рослинний покрив різних ландшафтів.

В даній публікації увага зосереджена на геоекологічному дослідженні якості поверхневих та підземних вод у м. Надвірна, Івано-Франківської області.

На території м. Надвірна склалась складна екологічна ситуація, що проявляється у виснаженні природних ресурсів, забрудненні довкілля шкідливими речовинами, активізації водної ерозії, формуванні паводків тощо. Причинами такого стану є техногенне навантаження на довкілля, недостатнє фінансування та виконання природоохоронних заходів.

До основних забруднюючих речовин, що скидаються у водні об’єкти, належать завислі речовини, азот амонійний, нафтопродукти [2]. Водоспоживання населення м. Надвірна здійснюється децентралізованим (переважно підземні джерела в приватному секторові) і централізованим (комунальні господарсько-питні водопроводи, відомчі централізовані водопроводи, сільськогосподарські питні водопроводи) водопостачанням. В м. Надвірна 60% населення забезпечено централізованим водопостачанням. Централізоване водопостачання в місті здійснюється з систем підземних водозаборів в долині річки Бистриця Надвірнянська.

В ході досліджень якості вод були обстежені криниці та визначено фізико-хімічний склад питної води джерел децентралізованого водопостачання м. Надвірна. Обстеження криниць показало, що 55 % криниць утримувалось у „задовільному” стані. Санітарний стан 45 % з них був оцінений як „незадовільний”. Основними причинами „незадовільного” стану були недостатня відстань (менше 30 м) від житлових будівель, відсутність глиняного „замка”, відмостки, кришки, навісу, господарського відра тощо. У 70 % криниць міста, які живляться підземними водами, виявлено речовини біогенного походження.

Переважаючими забруднюючими речовинами є нітрати середня концентрація, яких більше 10 мг/дм^3. Найбільш забруднені джерела децентралізованого водопостачання зустрічалися на території з високою густотою населення (рис. 1).

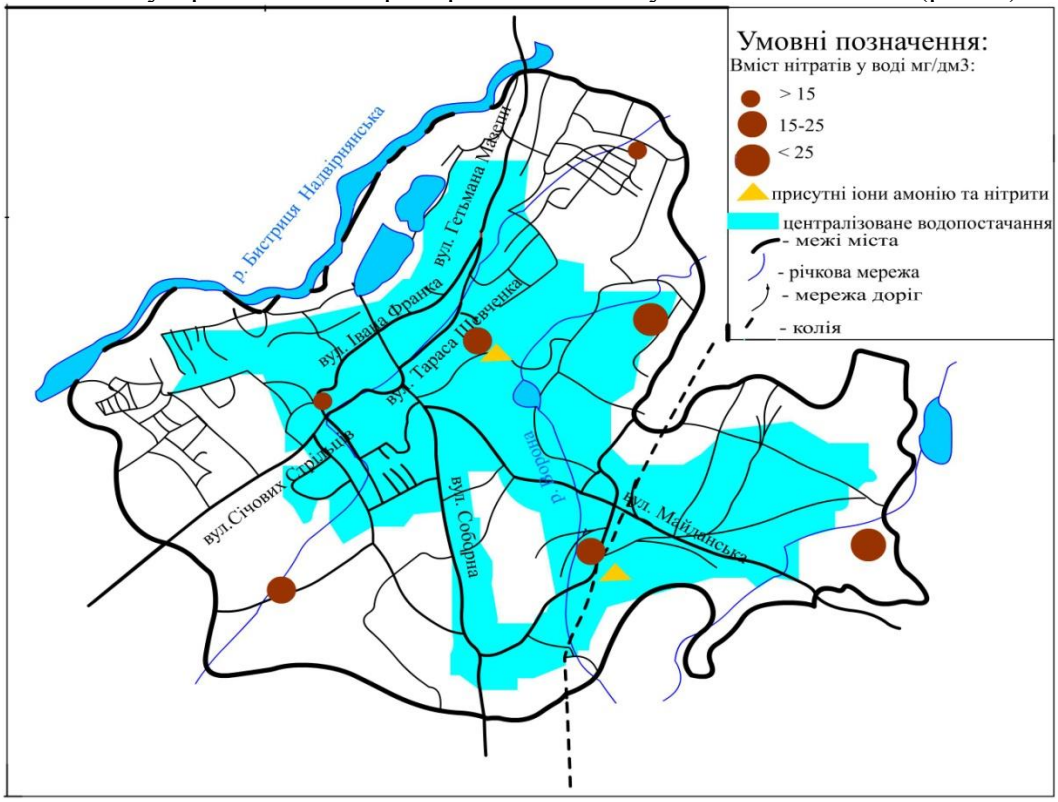


Рис. 1 Картосхема меж централізованого водозабезпечення та якості води м. Надвірна

Встановлено, що в більшості випадків підземні води міста Надвірна характеризуються як слабо мінералізовані 0,2-0,4 г/л з переважаючими типами вод гідрокарбонатно-кальцієві, що зумовлено, головним чином, природними властивостями регіону. Надходження у водоносні горизонти забруднюючих речовин відбувається разом із дощовими та талими водами за рахунок високої проникності ґрунтів. У м. Надвірна міграційні потоки прямують із підземними і поверхневими водами до днищ долин малих рік і до русла р.Бистриця Надвірнянська.

Основна причина невідповідності якості підземних вод Надвірнянщини встановленим нормам до води питної – це амонійне та нітритне забруднення, яке в більшості спостерігається в техногенних ореолах. Важливим показником міграції елементів є лужно-кислотні умови вод. Показник pH підземних вод м. Надвірна коливається в межах 6,0 – 7,0, переважають води з pH менше 7,0 (табл. 1).

Таблиця 1. Середній вміст хімічних елементів у водах м. Надвірна, Івано-Франківської області

Водозабірні об'єкти	pH	Мінералізація, г/дм^3	Заг. жорсткість, мг-екв/ дм^3	Нітрати, мг/дм^3	Нітрити, мг/дм^3	Амоній, мг/дм^3
Шахтні криниці	6,4	0,34	5,0	24	0,1	0,2
Поверхневі джерела та потічки	6,2	0,35	4,5	8,0	0,2	0,6
Централізований водопровід м. Надвірна	6,9	0,29	5,0	9,2	<0,05	<0,1

На якість навколишнього середовища впливає також і наявність в межах

міста сміттєзвалища. Воно розміщене в південно-східній частині міста Надвірна. Біля території звалища протікає річка, яка потім тече через місто. У часи повені у воду цієї річки потрапляють продукти гниття зі сміттєзвалища, які є джерелом амонійного, нітратного та нітратного забруднення води. Цей водотоік впадає в річку Ворона, яка несе свої води у Бистрицю Надвірнянську**,** куди, відповідно, потрапляють ці забруднювачі.

У відповідності до вище сказаного, необхідно зазначити, що в м. Надвірна, Івано-Франкіської області спостерігається несприятлива екологічна ситуація. Погіршення стану вод можливе через недотримання санітарних норм для джерел нецентралізованого водопостачання та навантаження на ландшафтні комплекси з боку сміттєзвалища.

Список використаних джерел:

1. *Адаменко О.М., Міщенко Л.В. Екологічний аудит територій // Підручник для студентів екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів. – Івано-Франківськ: Факел, 2000.– С. 232.*
2. *Геренчук К.І. Природа Івано-Франківської області .Львів, 1973. - 160 с.*
3. *Регіональна доповідь про стан навколишнього середовища в Івано-Франківській області / Департамент екології та природних ресурсів - Івано-Франківськ, 20118.-214с.*
4. *Тимуляк Л.М. Особливості методики дослідження перед гірських урбанізованих ландшафтів / Укр. геогр. журнал -2010. - № 3. - С. 2 4 -2 9.*

ОСОБЛИВОСТІ ВОДНО-ХІМІЧНОГО РЕЖИМУ ДРУГОГО КОНТУРУ АТОМНИХ ЕЛЕКТРИЧНИХ СТАНЦІЙ УКРАЇНИ

Т. П. Коваленко, Г. Ф. Матіко

Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів

FEATURES OF WATER CHEMISTRY CONDITIONS OF THE SECONDARY CIRCUIT OF NUCLEAR POWER PLANTS OF UKRAINE

T. P. Kovalenko, H. F. Matiko

Lviv Polytechnic National University, Lviv

The main sources of pollution of the working fluid of the secondary circuit of nuclear power plants (NPP) of Ukraine are considered in the work. Measures for improving the water chemistry conditions of NPP are presented. The authors proved that ensuring optimal physical and chemical properties of heat carrier will help to reduce corrosion damages of equipment and deposits on its surfaces.

Водно-хімічний режим (ВХР) атомної станції – це найдоцільніший комплекс експлуатаційних і конструкторських заходів, які забезпечують оптимальні фізико-хімічні характеристики теплоносія і робочого тіла з метою підвищення надійності і безпеки роботи енергетичного обладнання [1]. Починаючи з введення в експлуатацію перших блоків АЕС до теперішнього часу залишається актуальною проблема створення і підтримання таких фізико-хімічних властивостей теплоносіїв, які б запобігали корозійним пошкодженням конструкційних матеріалів обладнання та утворенню відкладень на їх поверхнях.

Норми якості робочого середовища другого контуру АЕС з ВВЕР встановлюють гранично допустимий рівень забруднень, що впливають на безпеку, надійність і економічність роботи парогенератора (ПГ) і обладнання другого контуру при різних режимах експлуатації АЕС. ВХР другого контуру повинен забезпечувати:

• мінімальну кількість відкладень на теплообмінній поверхні ПГ, в проточній частині турбіни і в конденсатно-живильному тракті;

• запобігання корозійних і корозійно-ерозійних пошкоджень конструкційних

матеріалів ПГ, обладнання та трубопроводів другого контуру;

• мінімальний обсяг стічних вод з вмістом домішок, що не перевищує гранично-допустимої концентрації для водойм.

Основними можливими джерелами забруднення робочого середовища другого контуру є:

• додаткова вода після хімводоочищення;

• присмокти повітря через нещільності у вакуумній частині конденсатного тракту;

• присмокти охолоджувальної води через нещільності в конденсаторах турбіни;

• витікання мережевої води в бойлерах тепломережі;

• конденсат дренажних баків;

• продукти корозії конструкційних матеріалів обладнання та трубопроводів другого контуру.

Досвід експлуатації блоків АЕС з ВВЕР показав, що ключовою проблемою ВХР другого контуру є підтримання умов надійної і безпечної експлуатації ПГ [2]. В останні роки це пов'язано з корозійним зношенням теплообмінних трубок ПГ, що призводить до порушень їх цілісності, пов'язаних з підшламовою корозією і корозійним розтріскуванням під напругою [3].

Корозійний стан теплообмінних трубок ПГ залежить від кількісного і якісного складу відкладень на них [3]. Найбільш радикальним сучасним методом запобігання корозійного зношення теплообмінних трубок ПГ є проведення періодичних хімічних промивань ПГ з боку другого контуру. Вперше такі промивання ефективно були проведені на 1-3 блоках АЕС «Козлодуй» в Болгарії. Надалі після низки технологічних удосконалень промивання ПГ здійснюється також і на українських АЕС з ВВЕР [4, 5]. Ефективним методом промивання ПГ є розроблений в останні роки метод промивання ПГ під час розхолоджування реакторної установки [6].

Однак, хімічні промивання ПГ впливають на корозійний стан конструкційних матеріалів ПГ, а також призводять до утворення значних обсягів рідких радіоактивних відходів, які складно переробити та утилізувати. Тому прийняття рішення про проведення хімічного промивання ПГ має бути засноване на всебічному аналізі стану поверхонь теплообмінних трубок ПГ, їх питомого забруднення і складу відкладень.

Розроблені і реалізовані в останні роки заходи щодо вдосконалення ВХР другого контуру АЕС, такі як корекційна обробка робочого середовища другого контуру гідроксидом літію, морфаліном, етаноламіном, консервація плівкоутворюючими амінами з метою підвищення щільності конденсаторів турбін і вакуумної частини конденсатного тракту, впровадження автоматичного хімічного контролю, можуть істотно вплинути на процес утворення відкладень на теплообмінних поверхнях ПГ [1].

Складність підтримання ВХР другого контуру АЕС пов'язана також із застосуванням для обладнання і трубопроводів другого контуру таких конструкційних матеріалів, як аустенітні хромнікелеві сталі (08Х18Н10Т), вуглецеві сталі (10ГН2МФА) та мідні сплави (МНЖ 5-1, Л 68). Це обумовлено тим, що утворені відкладення на 70-90% складаються з оксидів заліза і міді, а також включають незначну кількість сполук Zn, Ni, Mn, Co, Cr, що входять до складу конструкційних матеріалів обладнання конденсатно-живильного тракту, і домішок, що надходять з присмоктами охолоджувальної води в конденсаторах турбін: Ca, Mg, Si тощо. Наявність сполук міді у відкладеннях підсилює дію корозійно-активних іонних домішок під відкладеннями і сприяє утворенню тріщин аж до наскрізного пошкодження металу труб.

Тому при модернізації експлуатаційних блоків АЕС з ВВЕР слід аналізувати можливість та економічну доцільність заміни мідних сплавів у підігрівниках низького тиску і в конденсаторах турбін, а при проектуванні блоків нового покоління – відмовитися від використання мідних сплавів в обладнанні другого контуру.

Таким чином, водно-хімічний режим другого контуру атомної станції є одним з інструментів управління терміном служби обладнання АЕС. Оптимальне проведення ВХР сприятиме зменшенню корозійних пошкоджень матеріалів обладнання та відкладень на його поверхнях, а отже, продовжить термін його

експлуатації. Однак, проблема підвищення надійності обладнання АЕС не може бути вирішена лише засобами ВХР, а повинна розглядатись комплексно із застосуванням інших доцільних заходів під час проектування і модернізації енергоблоків АЕС.

1. Коваленко Т. П., Лукащук Д. І. Організація водно-хімічного режиму АЕС з метою безпечної та надійної роботи парогенератора ПГВ-1000// Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях водопідготовки : матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Київ, 14–15 листопада 2019 р.). – 2019. – С. 137–138.
2. Тимощук О. І., Коваленко Т. П. Підвищення експлуатаційної надійності парогенератора ПГВ-1000 // Сучасні проблеми наукового забезпечення енергетики : у 2 т. : матеріали XVII Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених та студентів, Київ, 23–26 квітня 2019 року. – 2019. – С. 40.
3. Kovalenko T., Lys S., Vostres V. Analysis of eddy-current testing and metallographic examinations for corrosion damages of heat exchanging tubes in NPP steam generators // Енергетика та системи керування. – 2020. – Vol. 6, № 1. – С. 7–15.
4. Kuznetsov P., Tichomirov A. Water-chemistry operating condition of the second circuit power units №1-4 Rivne NPP with ethanolamine's corrective treatment // Problems of Atomic Science and Technology.– 2017. – № 2. – С. 109-113.
5. Архипов О.П., Брыков С.И., Гусев Б.А. и др. Совершенствование технологии химических промывок парогенераторов АЭС с ВВЭР // Теплоэнергетика. – 2001. – № 8. – С. 13-19.
6. Архипов О. П., Брыков С. И., Банюк Г. Ф., Замфираки Н. В. Опыт проведения химических промывок парогенератора ПГВ-1000 при расхолаживании реакторной установки // Теплоэнергетика. – 2000. – №2. – С. 53–56.

ЗМІСТ

Розділ 1
ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПРИРОДНИХ ВОД

НОВА СПЕЦІАЛЬНА ГІДРОГЕОЛОГІЧНА КАРТА ЛЬВОВА 6
Ю.М. Андрейчук, П.К. Волошин, Г.С. Савка, Ю.Я. Шандра, В.М. Шушняк

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ПРИКЛАДІ ВМІСТУ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ ГАЛИЦЬКОГО РАЙОНУ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ 9
І.М. Андрусишина, І.О. Голуб, О.Г. Лампека

АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ СФЕРИ ВОДОПОСТАЧАННЯ У ЛЬВІВСЬКІЙ ОБЛАСТІ 11
Н.Л. Бернацька, І.В. Типіло

ЗМІНА КЛІМАТУ ТА ВОДНИЙ БАЛАНС РІЧКОВИХ БАСЕЙНІВ ПОЛІССЯ 15
Буднік С.В.

СТАТИСТИЧЕСКИ-ВЕРОЯТНОСТНАЯ ОЦЕНКИ ВЛИЯНИЯ ТЕХНОГЕННО-НАРУШЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ НАРЕЧНОЙ СТОК 18
А.А.Волчек, Ан. Волчек, Н.Н.Шешко, И.Н. Шпока

ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ТУРИСТИЧНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В УМОВАХ ТРАНСКОРДОННИХ ВОДНИХ БАСЕЙНІВ (НА ПРИКЛАДІ РІЧКИ ДНІСТЕР) 22
Грицку В.С.

АКТУАЛЬНІСТЬ ТА ШЛЯХИ ЗМЕНШЕННЯ ВТРАТ ВОДИ НА ВИПАРОВУВАННЯ З ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ’ЄКТІВ В УКРАЇНІ 25
В.М. Жук, О.Б. Гриців, А.Я. Регуш

ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ФУНКЦІОНУВАННЯ ХВОСТОСХОВИЩ І СТАВІВ-ВІДСТІЙНИКІВ І ПАТ “ЛЬВІВСЬКА ВУГІЛЬНА КОМПАНІЯ” 28
Євген Іванов

СУЧАСНІ МЕТОДИ УПРАВЛІННЯ ТА ПЛАНУВАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ 32
Д.В. Курнаєва,О. В. Груздєва

ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ РІЧКИ ВЕЛИКИЙ ЯЛПУГ 36
П.С. Лозовіцький

ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ ДНІСТРА В НИЖНІЙ ТЕЧІЇ 41
П.С. Лозовіцький

ВИМОГИ ДО ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ В УКРАЇНІ ТА ПОЛЬЩІ 47
О.О. Мацієвська

ВОДА ТА ГЛОБАЛЬНІ ТЕХНОЛОГІЧНІ ТЕНДЕНЦІЇ ЩОДО ЇЇ ОЧИЩЕННЯ 49
Паладченко О.Ф.

АНАЛІЗ ПЕРСПЕКТИВНОСТІ СВІТОВИХ НАУКОВИХ ТА ТЕХНОЛОГІЧНИХ НАПРЯМІВ ДОСЛІДЖЕНЬ У СФЕРІ «ВОДА» 53
Писаренко Т.В., Кваша Т.К, Паладченко О.Ф.

ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ЗА ДОПОМОГОЮ КОМПЛЕКСНИХ ПОКАЗНИКІВ ЯК ІНСТРУМЕНТ У ВИЗНАЧЕННІ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИГІРНИЧО-ХІМІЧНОГО ПІДПРИЄМСТВА 57
В.Д. Погребенник, Е.А. Джумеля

ЗАГОСПОДАРЮВАННЯ РЕСУРСАМИ ПРИРОДНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ В КОНТЕКСТІ ЦІЛЕЙ СТАЛОГО РОЗВИТКУ УКРАЇНИ 60
М.Р. Подольський, Л.З. Кульчицька-Жигайло, О.В. Гвоздевич, Д.В. Брик

ЧИННИКИ ПРОВЕДЕННЯ ПОВТОРНОЇ ГЕОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ ОЦІНКИ РОДОВИЩ ПИТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ (НА ПРИКЛАДІ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ) 66
Г.І. Рудько, О.В. Нецький

ПРОЯВИ ГЛОБАЛЬНОГО ПОТЕПЛІННЯ У ЗМІНАХ БАЛАНСУ ПІДЗЕМНИХ ВОД ТА РІЧОК 70
О.Л. Шевченко, В.І. Осадчий

МОНІТОРИНГ СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ ТИСА 74
Шендер І.О., Печко В.В., Сусліков Л.М.

НЕСАНКЦІОНОВАНІ ВРІЗКИ У НАФТОПРОДУКТОПРОВОДИ ЯК ФАКТОР РИЗИКІВ АВАРІЙНОСТІ ТА ЕКОЛОГІЧНИХ ЗБИТКІВ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ 77
Шуригін В. І., Рак Ю. М., Карабин В. В.

СУЧАСНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДНИХ РЕСУРСІВ БАСЕЙНУ ДНІСТРА 79
Елезовецька Інна

ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ ВИМАГАЮТЬ НЕГАЙНОГО ВИРІШЕННЯ 82
Кузьмінський В. О.[1], Кузьмінський В. В.[2], Савчук Д. П.[3],

ЕКОСИСТЕМНА ДІЯЛЬНІСТЬ АСОЦІАЦІЙ ВИРОБНИКІВ ФАСОВАНИХ ВОД І НАПОЇВ У СВІТІ 86
Т. В. Стрікаленко

ШЛЯХИ ІНТЕГРАЦІЇ ДОСЛІДЖЕНЬ ПРИРОДНИХ ВОД ДО ПРІОРИТЕТІВ ЄВРОПЕЙСЬКОГО СОЮЗУ 89
Машков О.А.[1], Панасюк І.В., Томільцева А.І.[2], Зуб Л.М.[3]

Розділ 2
ПРОБЛЕМИ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ВОДОЮ. МЕТОДИ І ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИСТКИ ВОДИ

ПЕРЕРОБЛЕННЯ РІДКИХ ВІДХОДІВ КАЛІЙНИХ ВИРОБНИЦТВ НА МАГНІЮ ФОСФАТ І ДОБРИВ 94
К.І. Блажівський, І.Є. Максимович, Р.Л. Буклів, Н.Т. Козак

ГІДРАТАЦІЯ ОДНОВАЛЕНТНИХ ІОНІВ ТА СТРУКТУРА ВОДНИХ НАСИЧЕНИХ РОЗЧИНІВ ЇХНІХ СОЛЕЙ 95
Роксоляна Буклів[1], Зіновій Яремко[2]

СУЧАСНІ ТЕНДЕНЦІЇ ВОДООЧИЩЕННЯ ЗА ВИКОРИСТАННЯ НАНОМАТЕРІАЛІВ 96
Р.Л.Буклів, Г.І. Зозуля,С.В. Буклів

ЕЛЕКТРОКОАГУЛЯЦІЙНЕ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ НІКОЛУ 98
Гелеш А.Б., Савчук Л.В., Курилець О.Г., Ковальчук Х.І.

MODERN METHODS BASED ON HYDRODYNAMIC CAVITATION FOR TREATMENT OF WASTEWATER 99
Swapnil Gujar, Parag R. Gogate, Z. Znak, Yu. Sukhatskiy, R. Mnykh

ДЕСТРУКЦИЯ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ БАКТЕРИЯМИ АКТИВНОГО ИЛА СООРУЖЕНИЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ 103
Д.М. Голабурда, Г.Г. Юхневич

ОБЛАДНАННЯ ДЛЯ ФІЗИЧНИХ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ ВОДОЙМ 104
О.С. Іващук, Р.А. Чижович, А.Р. Глуханюк, Т.А. Кузьмінчук

ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД 106
М. В. Дегтяр

УТИЛІЗАЦІЯ ПРОМИСЛОВИХ СТОКІВ АГРЕГАТУ СИНТЕЗУ КАРБАМІДУ 109
ДемчукІ.М., Кузнєцова С.Ю., Столяренко Г.С., Фоміна Н.М.

МОНІТОРИНГ РОБОТИ БІОМЕМБРАННОЇ ПІЛОТНОЇ УСТАНОВКИ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТІЧНОЇ ВОДИ 113
Дзігора Ю.В., Столяренко Г.С.

ОДЕРЖАННЯ СОРБЕНТІВ З АНТИБАКТЕРІАЛЬНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ НА ОСНОВІ ПРИРОДНОГО КЛИНОПТИЛОЛІТУ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНОЇ ВОДИ 115
З.О. Знак, О.І. Зінь, А.С.Машталер, Р.В. Мних, М.А. Пиріг

ДОСЛІДЖЕННЯ КАВІТАЦІЙНОЇ ДЕСТРУКЦІЇ БЕНЗЕНУ В ГІДРОДИНАМІЧНОМУ КАВІТАТОРІ 118
З.О. Знак, Ю.В. Сухацький, О.І. Зінь, П. Танекар, П.Р. Гогейт, Н.М. Гнатишин

ПРИРОДНА ОРГАНІЧНА СКЛАДОВА ШЛАМІВ ВОДОПІДГОТОВКИ 121
К.І. Канарова, О.В. Любимова-Зінченко, О.М. Корчуганова

ЕФЕКТИВНІСТЬ ОБРОБЛЕННЯ ПРИРОДНИХ І СТІЧНИХ ВОД ІОСОРБЕНТАМИ, ОТРИМАНИМИЗ ВІДХОДІВ ПЕРЕРОБКИ РОСЛИН 124
О.О. Коваленко, В.В. Новосельцева

ИЗМЕНЕНИЕ БИОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ КУЛЬТУРАЛЬНОЙ ЖИДКОСТИ В ПРОЦЕССЕ БИОДЕГРАДАЦИИ ПОЛИАМИДНЫХ ВОЛОКОН 128
Т.И.Козячая

МИКРОФАУНА АКТИВНОГО ИЛА СООРУЖЕНИЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД 130
В.А. Котлярова, Г.Г. Юхневич

ОПТИМІЗАЦІЯ УТИЛІЗАЦІЇ БІОМАСИ В ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД МЕТОДОМ ВІДКРИТОГО БІОЛОГІЧНОГО КОНВЕЄРА 134
М. Мальований, Б. Саєрварссон, Р. Руан, Т. Самілів , В. Жук, О. Муха, М. Копій, І. Тимчук

ЭФФЕКТ ОКИСЛИТЕЛЬНОЙ ДЕСТРУКЦИИ КРАСИТЕЛЯ МЕТИЛОВОГО ОРАНЖЕВОГО ПЕРЕКИСЬЮ ВОДОРОДА В ПРИСУТСТВИИ МИНЕРАЛЬНЫХ АДСОРБЕНТОВ 135
Мафтуляк А., Русу В.

ГІДРОДИНАМІЧНА КАВІТАЦІЯ У СОПЛАХ МОДЕЛІ ВОДОРОЗПОДІЛЬНОГО ПРИСТРОЮ БАШТОВОЇ ГРАДИРНІ 137
В.І. Орел, Т.З. Коник

ЗНИЖЕННЯ СОЛЕВМІСТУ І ЖОРСТКОСТІ ШАХТНОЇ ВОДИ ЕКСТАКТОМ ГУМАТОВИМ ТОРФ'ЯНИМ 140
Пройдак Ю.С., Сидорський О.В., Гогенко О.О.,Гогенко О.О.

СУЧАСНІ МЕТОДИ ПЕРЕРОБКИ ПОЛІМЕРНИХ ВІДХОДІВ, ЩО АБРУДНЮЮТЬ АКВАТОРІЮ ЧОРНОГО МОРЯ 142
В.І. Унрод, Ю.В. Олейнік, О.О. Григор, Б.С. Райков, М.С.Мальований, В.М.Жук, О.В.Муха

ФУНКЦІОНАЛЬНІ ТИПИ ГМІН ТА РІВЕНЬ ВОДОГІННОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ 145
Матеуш Цвікла

ПРОПУСКНА ЗДАТНІСТЬ ВИХІДНОЇ ЦИЛІНДРИЧНОЇ НАСАДКИ З БІЧНИМ ВХОДОМ ЗАЛЕЖНО ВІД КУТА ПІДВЕДЕННЯ СТРУМЕНЯ 151
В. В. Чернюк,С. В. Андреюк,І. В. Бігун,В. Є. Фасуляк

СУЧАСНІ МЕТОДИ ВІДНОВЛЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД, ЗАБРУДНЕНИХ НАФТОПРОДУКТАМИ 156
Шпак О.М

Розділ 3
ГІДРОЕНЕРГЕТИЧНІ ТА РЕКРЕАЦІЙНО-БАЛЬНЕОЛОГІЧНІ РЕСУРСИ

ЯКІСТЬ, ПРИРОДНІСТЬ ТА ІННОВАЦІЙНІСТЬ ВИРОБНИЦТВА ВОДИ «МОРШИНСЬКА» – ОСНОВНІ КРИТЕРІЇ, НАД ЗАБЕЗПЕЧЕННЯМ ЯКИХ ПРАЦЮЮТЬ ПРОФЕСІОНАЛИ КОМПАНІЇ IDS BORJOMI UKRAINE 162
Оксана Бамбура

НОВІ ПРОЯВИ МІНЕРАЛЬНИХ ВОД З ПІДВИЩЕНИМ УМІСТОМ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ 164
К.Д. Бабов, О.І. Цуркан, А.Л. Погребний, С.Г. Гуща, В.О. Лещишин

ТЕРМАЛЬНІ ВОДИ ЗАКАРПАТСЬКОГО НЕОГЕНОВОГО ПРОГИНУ 168
Жарнікова І.А., Жарніков А.В.

ОСНОВНІЗАХОДИЩОДОЗАХИСТУВІДПОВЕНЕЙПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ БАСЕЙНУ РІЧКИ ТИСА НА БАЗІ КОМПЛЕКСНОГО ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ 173
Поташник С.І.,Погосян С. М.,Шурло Т.Я.

ХЛОРИДНІ МІНЕРАЛЬНІ ВОДИ (ЩАВИ) В РАЙОНІ КРОСЬЦЄНКА НАД ДУНАЙЦЕМ (ПІВДЕННА ПОЛЬЩА) 178
Юзеф Хованєц

ГЕОЛОГО-ЕКОНОМІЧНА ОЦІНКА ЕКСПЛУАТАЦІЙНИХ ЗАПАСІВ ВОДОЗАБІРНОЇ ДІЛЯНКИ ГОЛУБИНСЬКОГО РОДОВИЩА МІНЕРАЛЬНИХ, ЛІКУВАЛЬНО-СТОЛОВИХ ВОД 183
Яремович М.В., Базіляй С.Б., Панченко А.В.

Розділ 4
ПРОБЛЕМИ ОХОРОНИ ПРИРОДИ

УЧАСТЬ ТЗОВ «ІНСТАЛПЛАСТ» У ПРОЦЕСІ ВИВЧЕННЯ ТА ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ Й ОХОРОНИ ПРИРОДНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ ТА УКРАЇНИ В ЦІЛОМУ 187
Р. Журавель

ВИТРАТИ ВОДИ Й РОЗПОДІЛ СТОКУ В ДЕЛЬТІ ДУНАЮ 188
П.С. Лозовіцький

ФОРМУВАННЯ СТОКУ РІЧКИ ВЕЛИКИЙ ЯЛПУГ 195
П.С.Лозовіцький

ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ ЗУБРА 199
Андрій Михнович, Галина Химочка, Христина Гузій

ВИКОРИСТАННЯ Й ОХОРОНА ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ СТАВЧАНКА (У МЕЖАХ ПУСТОМИТІВСЬКОГО РАЙОНУ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ) 205

О.Р. Перхач, Ю.В. Явдик

МОНІТОРІНҐ ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНИХ ВОД 207
Г.М.Петруняк, О.М. Черемісська

РОЗПОДІЛ МОЛІБДЕНУ В НИЗИННИХ ТОРФАХ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ 210
М.Б. Яковенко, Ю.В. Хоха, О.В. Любчак

ГЕОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОД М. НАДВІРНА, ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ 214
Ю.В. Караван, К.П. Наконечний

ОСОБЛИВОСТІ ВОДНО-ХІМІЧНОГО РЕЖИМУ ДРУГОГО КОНТУРУ АТОМНИХ ЕЛЕКТРИЧНИХ СТАНЦІЙ УКРАЇНИ 216
Т. П. Коваленко, Г. Ф. Матіко

TABLE OF CONTENTS

Chapter 1
ASSESSMENT OF THE NATURAL WATERS ECOLOGICAL STATE

NEW SPECIAL HYDROGEOLOGICAL MAP OF LVIV 6
Y.M. Andreichuk, P. K. Voloshyn, H. S. Savka, Y.M. Shandra, V. M. Shushniak

ECOLOGICAL MONITORING OF THE AQUATIC ENVIRONMENT ON THE EXAMPLE OF THE CONTENT OF CHEMICAL ELEMENTS AND HEAVY METALS IN THE NATURAL WATERS OF THE HALYTSKYI DISTRICT IVANO-FRANKIVSK REGION 9
I.N. Andrusyshyna, I.O. Golub, O.G. Lampeka

ANALYSIS OF THE CURRENT STATE OF THE WATER SUPPLY IN THE LVIV REGION 11
N.L. Bernatska, I.V. Typilo

CLIMATE CHANGE AND WATER BALANCE OF POLISSYARIVER BASIN 15
Budnik S.V.

STATISTICAL-PROBABILITY EVALUATION IMPACT TECHNOLOGICALLY LOADED TERRITORIES ON RIVER FLOW 18
A.A. Volchak, An.A. Volchek, N.N. Sheshko, I.N. Shpoka

ECOLOGIZATION OF TOURIST ACTIVITY IN THE CONDITIONS OF CROSS-BORDER WATER BASINS (ON THE EXAMPLE OF THE DNIESTER RIVER) 22
Hrytsku Veronika S.

IMPORTANCE AND WAYS OF REDUCING THE WATER LOSSES DUE TO EVAPORATION FROM THE SURFACE OF WATER BODIES IN UKRAINE 25

V.M. Zhuk, O.B. Hrytsiv, A.Y. Regush

ECOLOGICAL PROBLEMS OF FUNCTIONING TAILINGS AND SETTLING PONDS OF PJSC "LVIV COAL COMPANY" 28
Yevhen Ivanov

MODERN METHODS OF WATER RESOURCES MANAGEMENT AND PLANNING OF UKRAINE 33
D.Kyrnaieva, O. Hruzdieva

POLLUTION OF WATER OF THE RIVER LARGE YALPUG 36
P. S. Lozovitskii

EVALUATION OF DNISTER WATER QUALITY IN THE LOWER FLOW 41
P. S. Lozovitskii

REQUIREMENTS FOR DRINKING WATER QUALITY IN UKRAINE AND POLAND 47
O.O. Matsiyevska

WATER AND GLOBAL TECHNOLOGICAL TRENDS IN ITS PURIFICATION 49
O. Paladchenko

ANALYSIS FOR PERSPECTIVES OF WORLD SCIENTIFIC AND TECHNOLOGICAL DIRECTIONS OF RESEARCH IN THE FIELD «WATER» 53
T. Pisarenko, T. Kvasha, O. Paladchenko

ASSESSMENT OF QUALITY OF WATER BODIES USING COMPLEX INDICATORS AS A TOOL IN DETERMINING THE LEVEL OF ENVIRONMENTAL SAFETY OF MINING AND CHEMICAL ENTERPRISE 57
V.D. Pohrebennyk, E.A. Dzhumelia

MANAGEMENT OF NATURAL WATER RESOURCES OF THE CARPATHIAN REGION IN THE CONTEXT OF THE SUSTAINABLE DEVELOPMENT GOALS OF UKRAINE 60
M.R. Podolskyy, L.Z.Kulchytska-Zhyhaylo, O.V. Gvozdevych, D.V. Bryk

FACTORS OF REPEAT GEOLOGIC-ECONOMICAL EVALUATION OF THE CARPATHIANS MINERAL WATERS (ON THE EXAMPLE OF LVIV REGION 66
G.I. Rud'ko, O.V. Nets'kyi

GLOBAL WARMING MANIFESTATIONS IN CHANGES OF GROUNDWATER AND RIVERS BALANCE 70
O.Shevchenko,V.Osadchy

RESEARCH STATUS OF THE TISA RIVER BASIN WATER 74
Shender I.O.,Pechko V.V., Suslikov L.M

UNAUTHORIZED INSERTS IN OIL PRODUCT PIPELINES AS A FACTOR OF ACCIDENTS AND ENVIRONMENTAL DAMAGES OF THE LVIV REGION 77

Shuryhin V., Rak Y., Karabyn V.

THE CURRENT ECOLOGICAL STATE OF WATER RESOURCES OF THE DNIESTER BASIN 79
I. S. Yezlovetska

ENVIRONMENTAL PROBLEMS OF WATER RESOURCES USING NEED URGENT SOLUTIONS 82
Kuz'mins'kyi V. O., Kuz'mins'kyi V. V., Savchuk D. P.

ECOSYSTEM ACTIVITY OF ASSOCIATIONS OF BOTTLED WATERS AND DRINKS IN THE WORLD 86
T. Strikalenko

WAYS OF INTEGRATION OF NATURAL WATER RESEARCH INTO THE PRIORITIES OF THE EUROPEAN UNION 89
Mashkov O.A., Panasyuk I.V., Tomiltseva A.I., Zub L.M.

Chapter 2
WATER SUPPLY PROBLEMS. METHODS AND TECHNOLOGIES OF WATER PURIFICATION

PROCESSING OF POTASSIUM LIQUID WASTE PRODUCTION OF MAGNESIUM PHOSPHATE AND FERTILIZERS 94
K.I. Blazhivskyi, I.E. Maksymovych, R.L. Bukliv, N.T. Kozak

HYDRATION OF MONOVALENT IONS AND STRUCTURE OF AQUEOUS SATURATED SOLUTIONS OF THEIR SALTS 95
RoksolianaBukliv[1], ZinoviyYaremko[2]

MODERNTRENDSINWATERPURIFICATIONUSINGNANOMATERIALS 96
R.L. Bukliv, G.I.Zozulia, S.V. Bukliv

ELECTROCOAGULATIONTREATMENTOFWASTEWATERFROMNICOL EIONS 98
Helesh A.B., SavchukL.V., KuryletsO.G., KovalchukKh.I.

MODERN METHODS BASED ON HYDRODYNAMIC CAVITATION FOR TREATMENT OF WASTEWATER 99
Swapnil Gujar, Parag R. Gogate, Z. Znak, Yu. Sukhatskiy, R. Mnykh

DESTRUCTION OF ORGANIC COMPOUNDS BY ACTIVATED SLUDGE BACTERIA OF WASTEWATER TREATMENT PLANT 103
D.M. Golaburda, G.G. Yukhnevich

EQUIPMENT FOR PHYSICAL METHODS OF WATER TREATMENT 104
O.S. Ivashchuk, R.A. Chyzhovych, A.R. Hlukhaniuk, T.A. Kuzminchuk

IMPROVING THE EFFICIENCY OF BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT 106
M.Degtyar

DISPOSAL of INDUSTRIAL EFFLUENTS from UREA SYNTHESIS PLANT 109
DemchukI.M., KuznetsovaS.Y., StolyarenkoG.S., FominaN.M.

OPERATION MONITORING OF THE BIOMEMBRANEPILOTPLANTFORWASTEWATERTREATMENT 113
Dzihora Y., Stolyarenko H.

PREPARATION OF SORBENTS WITH ANTIBACTERIAL PROPERTIES BASED ON NATURAL CLINOPTYLOLITE FOR NATURAL WATER PURIFICATION 115
Z.O. Znak, O.I. Zin, A.S.Mashtaler, R.V. Mnykh, M.A. Pyrih

RESEARCH OF CAVITATION DESTRUCTION OF BENZENE IN A HYDRODYNAMIC CAVITATOR 118
Z.O. Znak, Yu.V. Sukhatckyi, O.I .Zin, P. Thanekar, P.R. Gogate, N.M. Hnatyshyn

NATURAL ORGANIC MATTERS IN WATER TREATMENT SLUDGES 121
K Kanarova, O Liubymova-Zinchenko, O Korchuganova

EFFICIENCY OF NATURAL AND WASTEWATER TREATMENT WITH BIOSORBENTS OBTAINED FROM PLANT PROCESSING WASTE 124
O. Kovalenko, V. Novoseltseva

CHANGE IN BIOCHEMICAL INDICATORS OF THE CULTURAL FLUID IN THE PROCESS OF BIODEGRADATION OF POLYAMIDE FIBERS 128
T. I. Kozyachaya

MICROFAUNAOFACTIVATED SLUDGEOF INDUSTRIAL WASTEWATER TREATMENT PLANTS 130
V.A. Kotlyarova, G.G. Yukhnevich

OPTIMIZATION OF BIOMASS UTILIZATION IN WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGY USING THE METHOD OF OPEN BIOLOGICAL TREATMENT TRAIN 134
M. Malovanyy, B. Saervarsson, R. Ruan, T. Samiliv , V. Zhuk, O. Mukha, M. Kopiy, I. Tymchuk

EFFECT OF OXIDATIVE DEGRADATION OF METHYL ORANGE DYE BY HYDROGEN PEROXIDE IN THE PRESENCE OF MINERAL ADSORBENTS 135
Maftuleac A., Rusu V.

HYDRODYNAMIC CAVITATION IN NOZZLES OF THE MODEL OF THE WATER DISTRIBUTION DEVICE OF THE COOLING TOWER 137
V.I. Orel, T.Z. Konyk

REDUCTION OF SALT CONTENT AND HARDNESS OF SHAFT WATER WITH HUMATE PEAT EXTRACT 140
Proydak Y.S., Sidorskiy A.V., Gogenko O.A., Gogenko O.O.

MODERN METHODS OF PROCESSING THE POLYMERIC WASTE, WHICH POLLUTE THE AQUATORY OF THE BLACK SEA 142

V. Unrod, Y. Oleynik, O. Grygor, B. Raikov, M. Malovanyy, V. Zhuk, O. Mukha

TYPYFUNKCJONALNEGMINAPOZIOMINFRASTRUKTURYWODOCIĄGOWEJ 145
MateuszĆwikła

THROUGHPUT CAPACITY OF CYLINDRICAL OUTFLOW NOZZLES WITH LATERAL INPUT DEPENDING ON THE ANGLE OF INFLOW 151
V. V. Cherniuk, S. Ye. Andreyuk, I. V. Bihun,V. Ye. Fasulak

CURRENT METHODS FOR REMEDIATION OF GROUNWATER CONTAMINATED WITH PETROLEUM PRODUCTS 156
Shpak O.M

Chapter 3
HYDROENERGY AND RECREATION-BALNEOLOGICAL RESOURCES

QUALITY,NATURALYTYANDINNOVATIVESOFTHE "MORSHYNS'KA" MINERALWATERPRODUCTION — MAIN CRITERIA WHICH ARE WORKED OUT BY THE PROFESSIONALS OF THE IDS BORJOMI UKRAINE COMPANY 162
OksanaBambura

NEW MANIFESTATIONS OF MINERAL WATERS WITH INCREASED CONTENT OF ORGANIC SUBSTANCES OF THE CARPATHIAN REGION 164
K.D.Babov, O.I.Tsurkan , A.L.Pogrebniy, S.G.Gustsha, V.O.Lestshishin

THERMAL WATERS OF TRANSCARPATHIANNEOGENIC DEPRESSION 168
ZharikovaI. A.,Zharnikow A. V.

MAIN MEASURESFOR PROTECTION FROM FLOODS OF THE ADJACENT TERRITORIES OF THE TISSA RIVER BASIN ON THE BASIS OF COMPLEX USE OF WATER RESOURCES 173
PotashnykSemen,PohosyanSerhiy,ShurloTetyana

SZCZAWYCHLORKOWEWREJONIEKROŚCIENKANADDUNAJCEM (POŁUDNIOWAPOLSKA) 178
JózefChowaniec

GEOLOGICAL AND ECONOMIC EVALUATION OF THE EXPLOITABLE RESERVES OF THE WATER EXTRACTION AREA OF GOLUBYNSKE MINERAL MEDICAL AND DRINKING WATER DEPOSIT 183
YaremovichM.V.,BaziliaiS.B. [1]*, PanchenkoA.V.* [2]

Chapter 4
ENVIRONMENTAL PROBLEMS AND NATURE PROTECTION

INSTALPLAST COMPANY IN THE PROCESS OF STUDYING AND SOLVING OF THE PROBLEMS OF NATURAL WATERS RATIONAL USING AND PROTECTION IN THE CARPATHIAN REGION AND WHOLE UKRAINE 187
R. Zhuravel

WATER DISCHARGE AND FLOW DISTRIBUTION IN THE DANUBE DELTA 188
P. S. Lozovitskii

FORMATION FLOWING OF RIVER LARGE YALPUG 195
P. S. Lozovitskii

HYDROECOLOGICAL STATE OF THE ZUBRA RIVER BASIN SURFACE WATERS 199
Andriy Mykhnovych, Halyna Khymochka, Khrystyna Huziy

WATERS PROTECTION OF RIVER BASIN STAVCHANKA (WITHIN PUSTOMYTY DISTRICT IN LVIV REGION) 205
O.R.Perkhach, J. V. Javdy

MONITORING OF USING NATURAL WATER 207
G.M. Petrunyak, O.M. Cheremisska

DISTRIBUTION OF MOLYBDENUMIN LOW PEAT OF LVIV REGION 210
M. Yakovenko, Yu. Khokha, O. Lyubchak

GEOECOLOGICAL CONDITION OF WATERS IN NADVIRNA TOWN, IVANO-FRANKIVSK REGION 214
Y.V. Karavan, K.P. Nakonechnyi

FEATURES OF WATER CHEMISTRY CONDITIONS OF THE SECONDARY CIRCUIT OF NUCLEAR POWER PLANTS OF UKRAINE 216
T. P. Kovalenko, H. F. Matiko

Наукове видання

ДЕВ'ЯТНАДЦЯТА
Міжнародна науково практична конференція
8-9 жовтня 2020р., м. Львів

ТзОВ «Галицька видавнича спілка»
Вул. Туган- Барановського 24,м Львів, 79005
Тел.(032)276-37-99
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК»118

Підписано до друку 18.09.2020 р. Папір офсетний. Гарнітура Times.
Формат 60 х 84/16. Ум. друк. арк. 0,9. Тираж 70 прим. Зам. №289
Друк СПДФО Марусич М. М. Свідоцтво № 1252 від 30.12.1996
м. Львів, пл. Осмомисла, 5/11
тел./факс: (032) 261-51-31.
e-mail: interprint-m@ukr.net