



ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ:

ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО,
ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ

Колективна монографія



**ВОДОПОСТАЧАННЯ
І ВОДОВІДВЕДЕННЯ:
ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО,
ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ**

Колективна монографія

Київ
Яроченко Я. В.
2023



**WATER SUPPLY
AND WASTEWATER DISPOSAL:
DESIGNING, CONSTRUCTION,
OPERATION AND MONITORING**

Collective monograph

Kyiv
Ya.Yarochenko
2023



Міністерство освіти і науки України
Національний університет «Львівська політехніка»
Університет «Люблінська політехніка», м. Люблін, Польща
Львівська обласна організація Всеукраїнської Екологічної Ліги

ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ: ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО, ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ

Колективна монографія

за редакцією проф. Мальованого М. С.

Київ
Яроченко Я. В.
2023



Ministry of Education and Science of Ukraine
National University Lviv Polytechnic, Lviv, Ukraine
Lublin University of Technology, Lublin, Poland
All-Ukrainian Environmental League, Kyiv, Ukraine

WATER SUPPLY AND WASTEWATER DISPOSAL: DESIGNING, CONSTRUCTION, OPERATION AND MONITORING

Collective monograph

the scientific editorship of Professor Myroslav Malyovanyy

Kyiv
Ya. Yarochnenko
2023

УДК 556.11

В 62

DOI <https://doi.org/10.51500/7826-38-4>



Міністерство освіти і науки України
Національний університет «Львівська політехніка»
Університет «Люблінська політехніка», м. Люблін, Польща
Львівська обласна організація Всеукраїнської Екологічної Ліги

Ministry of Education and Science of Ukraine
National University Lviv Polytechnic, Lviv, Ukraine
Lublin University of Technology, Lublin, Poland
All-Ukrainian Environmental League, Kyiv, Ukraine

Рецензенти / Reviewers:

- | | |
|---|---|
| Пляцук Л. Д. <i>Prof. L. Pliatsuk</i> | доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології та природоохоронних технологій Сумського державного університету. <i>Sumy State University.</i> |
| Шмандій В. М. <i>Prof. Shmandiy</i> | доктор технічних наук, професор кафедри екології та біотехнології Кременчуцького Національного університету імені Михайла Остроградського. <i>Kremenchuk National University named after Michael Ostrogradskiy.</i> |
| Адаменко Я. О. <i>Prof. Adamenko</i> | доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри екології Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу. <i>Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas.</i> |
| Масікевич Ю. Г. <i>Prof. Masykevich</i> | доктор біологічних наук, професор кафедри гігієни та екології Вищого державного начального закладу України «Буковинський державний медичний університет». <i>Doctor of Science, Professor, Professor of the Department of Hygiene and Ecology of the Bukovyna State Medical University</i> |

В 62 **Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг** : колективна монографія / за ред. проф. Мальованого М. С. — Електрон. дан. — Київ : Яро́ченко Я. В., 2023. — 342 с. : рис., табл. — on-line. = *Water Supply and Wastewater Disposal: designing, construction, operation and monitoring : collective monograph / the scientific editorship of Professor Myroslav Malyovanyu — Eelectron. Data — Kyiv : Ya.Yarochenko, 2023. — 342 p. : illustrations, tables, photographs — on-line.*

ISBN 978-617-7826-38-4 (on-line)

Колективну монографію присвячено освітленню результатів наукових доповідей, оголошених на V Міжнародній науково-технічній конференції «Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг», за тематикою: водопровідні і каналізаційні мережі; очищення води, очищення і обробка стічних вод, переробка осаду; економіка водопостачання і водовідведення; вплив елементів управління водою та стічними водами на навколишнє середовище.

Монографію рекомендовано науковцям, викладачам, аспірантам, докторантам тощо.

The monograph is devoted to the coverage of the results of scientific reports announced at the 5th International Scientific and Technical Conference "Water Supply and Sewerage: Design, Construction, Operation, Monitoring" on the following topics: water supply and wastewater networks; water purification, wastewater and sludge treatment; Economics of water and wastewater management; Influence of elements of water and wastewater management systems on the natural environment.

УДК=UDK 556.11

ISBN 978-617-7826-38-4 (on-line)

© Авторський колектив, 2023
© НУ «Львівська політехніка», 2023
© Яро́ченко Я. В., 2023

ЗМІСТ

| | стор. |
|---|-------|
| 1 | |
| Сакалова Г.В., Василінич Т.М. Ефективна технологія очищення стічних вод молокопереробних підприємств..... | 7 |
| 2 | |
| Черніков О.В., Моїсєєв О.В. Можливості та особливості використання автоматизованих фільтрпресів для зневоднення осадів стічних вод..... | 20 |
| 3 | |
| Проскурнін О.А., Белоконь К.В., Дем'янова О.О., Цапко Н.С. Використання методу статистичних випробувань (Монте- Карло) для оцінки рівня екологічної безпеки скидання стічних вод..... | 40 |
| 4 | |
| Жданюк Н.В. Структурно-механічні властивості дисперсій модифікованих глин..... | 53 |
| 5 | |
| Butenko E., Voloshin V., Kapustin A. Problems of using lime dust for the elimination of acid waste from metallurgical production..... | 80 |
| 6 | |
| Мальований М.С., Вронська Н.Ю., Тимчук І.С., Жук В.М., Мороз О.І. Використання звязуючого натурального походження для удосконалення технології створення паливних брикетів із деревних відходів..... | 91 |
| 7 | |
| Ілляш О.Е., Голік Ю.С., Чепурко Ю.В., Серга Т.М. Аналіз компонентного складу побутових відходів різних міст України..... | 106 |
| 8 | |
| Тітова А.О., Харламова О.В., Шмандій В.М., Безденєжних Л.А., Ригас Т.Є. Управління та поведження з відходами споживання у воєнний час із застосуванням моделювання і прогнозування стану довкілля..... | 120 |
| 9 | |
| Колєсник Д.В, Шмандій В.М., Харламова О.В., Безденєжних Л.А., Ригас Т.Є. Контроль стану екологічної безпеки і забезпечення сталого розвитку Кременчуцької соціально-економічної зони з використанням фітоіндикації..... | 132 |
| 10 | |
| Сафранов Т.А. Екосистемні послуги природних систем прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я..... | 145 |
| 11 | |
| Колісник А. В. Оцінка ризиків токсичних ефектів від забруднення атмосферного повітря для населення міст півдня України..... | 163 |

| | | |
|----|---|-----|
| 12 | Наконечна Ю.О., Чугай А.В. Особливості гідроекологічного стану малої степової річки Царигол..... | 181 |
| 13 | Трохименко Г.Г., Магась Н.І. Оцінка впливу затоплення територій після руйнування греблі Каховської ГЕС на якість поверхневих вод у Миколаївській області..... | 200 |
| 14 | Бойчишин Л.М., Герцик О.М., Хрущик Х.І., Лопачак М.М. Аморфні металеві сплави в очистці стічних вод..... | 211 |
| 15 | Чугай А.В., Чернякова О.І., Мозговий А.М., Белашева Л.Р. Стан повітряного басейну окремих регіонів півдня України у довоєнний період..... | 227 |
| 16 | Приходько В.Ю., Сафранов Т.А. Аналіз умов для впровадження ефективної системи управління твердими побутовими відходами в Україні..... | 241 |
| 17 | Мальований М.С., Тимчук І.С., Слюсар В.Т., Жук В.М., Строщук У.З., Бойко Р.Я. Дослідження умов аеробного біокомпостування осадів стічних вод різного віку із додаванням рослинної сировини..... | 255 |
| 18 | Стручок В.С. Інфраструктурні заходи управління відходами в Тернопільській області..... | 269 |
| 19 | Тимчук І.С., Мальований М.С., Шквірко О.М., Жук В.М. Аналіз відходів від біогазового виробництва та їх вплив на схожість культурних рослин..... | 283 |
| 20 | Lopushanskyi O.M. Dependence of air pollution in urbanized areas on the concentration of particulate matter fractionated by size..... | 306 |
| 21 | Дячок В.В., Мандрик С.Т. Застосування мікроводоростей в технологіях очищення стічних вод..... | 330 |

ЕФЕКТИВНА ТЕХНОЛОГІЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД МОЛОКОПЕРЕРОБНИХ ПІДПРИЄМСТВ

Сакалова Г.В., Вінницький державний педагогічний університет імені
Михайла Коцюбинського, Вінниця, Україна

Василінич Т.М., Вінницький державний педагогічний університет імені
Михайла Коцюбинського, Вінниця, Україна

Abstract

A significant number of sorbents used in the food industry are not reused due to the complexity of their regeneration and significant material costs. They are often stored on the territory of the enterprise or taken to landfills, usually without authorization. Today, it is important to study the regeneration and reuse of sorbents used in food production. It is promising to use sorbents previously used at the stage of water treatment or preparation of technological solutions and regenerated in wastewater treatment, in particular, in the same food production facilities and in other industries where wastewater contains organic substances.

The article investigates the reuse of a spent sorbent mixture consisting of activated carbon and kieselguhr for the treatment of wastewater from dairy processing enterprises. The results of experimental studies of the dynamics of ion exchange adsorption of lactic acid and alanine by mixed sorbent and spent sorbent under periodic conditions are given. According to the results of the study, the difference in cleaning efficiency for the two options is insignificant and amounts to about 3%, which is within the experimental error.

We offer a technological scheme where fats and coarse impurities are cleaned by coagulation, and then adsorption is carried out.

The paper presents the results of research on the selection of optimal brands of coagulants for wastewater treatment in the dairy industry and the determination of the specific consumption of reagents.

Determining the optimal dose of coagulants used and selection of the most rational introduction of coagulant into the purified water, namely: feed the coagulant solution to the water continuously in one portion, fractional coagulation (fractional or partial method of coagulation).

According to research, the most effective coagulants for wastewater treatment in the dairy industry can be considered aluminum nitrate and sodium hypochlorite.

It is shown that the sorption of pollutant components of wastewater of milk processing enterprises by cheap sorbents, which include regenerated sorbents, is one of the most promising because of their high efficiency, low cost of treatment, and the possibility of further use of spent sorbents in agriculture.

Вступ

Харчова промисловість – одна з найбільших водоспоживачів. Приготування харчових продуктів і напоїв нерозривно пов'язане із залученням чистої води. Якість води, яка застосовується в харчовій промисловості, підлягає ретельному контролю. Причому кожен з напрямків цієї галузі має функціонувати на основі і галузевих стандартів, і конкретних власних нормативів. Тільки так можна забезпечити необхідний смак, запах, зовнішній вигляд, внутрішній вміст. Актуальні для харчової промисловості технології водопідготовки: відстоювання, коагуляція, флокуляція, флотаційна і біохімічна очистка, знезараження, електродіаліз. Водопідготовка в харчовому виробництві може передбачати кілька стадій. Адсорбцію часто використовують для водопідготовки, зокрема, пом'якшення води. Так у виробництві безалкогольних напоїв для підготовки води використовують фільтри з активованим вугіллям, які можуть зменшити вміст органічних сполук і неорганічних солей у питній воді. У виробництві пива для пом'якшення води використовують її адсорбцію на цеолітах (Vikrant et al., 2018).

Стічні води харчових підприємств належать до висококонцентрованих мікробіологічних забруднень. Технічні рішення, які застосовують сьогодні для

їх очищення, малоефективні через низький технічний рівень, або ж витратні і впливають на значне підвищення собівартості продукції.

Багато харчових добавок синтетичного походження (наприклад, бензоат натрію, лимонна кислота) спричиняють небажане забарвлення, або мутність продукту. Не завжди технологічна схема виробництва дозволяє застосувати кип'ятіння для усунення цього недоліку, адже дуже часто тоді втрачаємо цінність харчового продукту. У цьому випадку найчастіше застосовують адсорбцію на активованому вугіллі.

Сорбційні процеси широко використовують в харчовій промисловості. До якості харчових продуктів та технологічних схем їх виробництва завжди пред'являють особливі вимоги, чітко нормовані відповідними документами. Відповідно сорбційні матеріали, що використовують у виробництві продуктів харчування мають найвищі параметри якості, вміст домішок у них мінімальний, а тому і вартість таких матеріалів вища, у порівнянні з адсорбентами, що використовують в інших галузях (Bordun et al., 2023).

Стічні води молокопереробних підприємств характеризуються високим вмістом розчинених органічних речовин, що характеризуються величиною ХСК (хімічне споживання кисню) в межах 2000-60000 мг O_2 /дм³. Відведення таких стічних вод у каналізаційні мережі заборонене законодавчими актами, а їх накопичення на фільтраційних полях призводить до утворення токсичних речовин.

В даний час для очищення стічних вод широко пропонують адсорбційні методи за допомогою природних та синтетичних сорбентів, що дає можливість їх регенерації та повторного використання. Наявність в нашому регіоні природних пористих матеріалів, які мають фільтрувальні властивості та здатні адсорбувати поверхнею пор завислі і розчинені у воді компоненти, створює можливість їх ефективного використання для очищення стічних вод молокопереробних підприємств, що підтверджує актуальність окремих досліджень (Гивлюд, 2016). При цьому використання активованого вугілля

вважається найбільш ефективним для видалення органічних речовин із стічних вод, однак через високу вартість такого адсорбенту, його використання для очищення стоків обмежене.

Значна кількість сорбентів, що застосовуються у харчовій промисловості, повторно не використовується, що пов'язано із складністю їх регенерації та суттєвими матеріальними затратами. Також повторне використання відпрацьованих сорбентів передбачає їх біологічне очищення, що зумовлене специфікою адсорбованих речовин. Тому їх часто зберігають на території підприємства, або ж вивозяться на сміттєзвалища, як правило, несанкціоновано. Більш перспективне є використання таких сорбентів при очищенні стічних вод, зокрема, на тих самих харчових виробництвах, та в інших галузях промисловості, де стічні води містять органічні речовини.

Мета роботи полягає у дослідженні можливості повторного використання відпрацьованої суміші сорбентів для очищення стічних вод молокопереробних підприємств у технологічній схемі очищення стічних вод, що передбачає послідовне проведення коагуляції та адсорбцію. Така технологія забезпечує високу ступінь очищення стічних вод, а також використання сорбентів, попередньо використанні для освітлення цукрових сиропів.

Основні науково-дослідницькі завдання роботи:

- визначити оптимальні умови регенерації суміші сорбентів;
- встановити коагуляційну здатність солей алюмінію і гіпохлориту натрію щодо основних забруднювачів стічних вод молокопереробних підприємств;
- визначити оптимальний реагент для здійснення подальшої флотації і підібрати оптимальну дозу цього реагенту;
- дослідити активність регенованого сумішевого сорбенту щодо залишкових компонентів стічних вод: молочної кислоти та водорозчинних білків.
- запропонувати технологічну схему чищення стічних вод молокопереробних підприємств.

Регенерація відпрацьованого сумішевого сорбенту

Регенерацію здійснювали для сорбентів, які використані при послідовному очищенні та освітленні цукрових сиропів (Ranskiy, Khudoyarova, Gordienko, Titov, Kryklyvyi, 2019).

Регенерацію відпрацьованого сумішевого сорбенту, що складався із активованого вугілля (БАУ-А) і кізельгуру (К) марки Бекогур 200 в масовому співвідношенні 1 : 3, здійснювали наступним чином:

- На першій стадії регенерацію сумішевого сорбенту проводили в гідродинамічному режимі при масовому співвідношенні (сорбент) : $H_2O = 1 : 4$, температурі процесу 50-60 °С протягом 45-60 хв.

- Сумішевий сорбент постадійно кип'ятили в 1 % розчині NaOH протягом 45-60 хв і 4 % розчині HCl протягом 45-60 хв з наступним фільтруванням, промиванням дистильованою водою до рН = 7 та висушуванням.

Ефективність регенерації визначали за здатністю відпрацьованого сорбенту поглинати основні політанти стічних вод молокопереробних підприємств.

Основними забруднюючими компонентами стічних вод є:

- молочна кислота (α -оксіпропіонова кислота);
- молочні білки (переважно водорозчинні, альбуміни);
- поверхнево- активні речовини;
- сироватка;
- жири;
- лактоза;
- синтетичні органічні речовини, що спричиняють забарвлення стічних вод (бензоат натрію, солі лимонної, яблучної кислот та ін.);
- фосфорні сполуки.

Розмір вищенаведених політантів значно різняться, також спільна присутність вищеназваних забруднень призводить до утворення стійкої

емульсії, тому більш ефективно використовувати декілька методів очищення в послідовній технологічній схемі (Петрук et al., 2019).

Дослідження процесу коагуляції на стоках молочного виробництва

Для того щоб підвищити ефективність процесу коагуляції необхідно підібрати такий реагент, який буде відповідати наступним якостям:

- невисока вартість;
- мала витрата;
- високий ступінь очищення за максимально короткий проміжок часу.

Щоб підібрати такий реагент і виявити оптимальну його дозу був проведений ряд досліджень на модельних стоках молочного виробництва.

На основі даних реально діючого підприємства з метою корегування оптимального дозування коагулянту та вибору найбільш ефективного коагулянту, було складено матрицю, де визначено вміст політантів в неочищених стічних водах та кількість коагулянтів, рекомендованих для дозування технологічними картами підприємства. Концентрація завислих речовин у вихідних стічних водах становила 347,4 мг/л.

Модельні розчини в якості основного компонента містили вершкове масло. Користуючись попередньо побудованим градувальним графіком, визначали концентрацію жирів в розчині (модельний розчин має концентрацію жирів, найбільш наближену до концентрації стоку).

Основним процесом коагуляційного очищення виробничих стічних вод є гетерокоагуляція – взаємодія колоїдних і дрібнодисперсних частинок стічних вод з агрегатами, які утворюються при введенні в стічну воду коагулянтів (В.М. Штепа, В.Н. Штепа, 2018).

Здійснювали підбір найбільш раціонального введення коагулянту в воду, що очищається:

1. Розчин коагулянту додавали до води безперервно однією порцією.

2. Фракційне коагулювання (дробовий або частковий спосіб коагулювання) передбачає додавання розрахованої кількості коагулянту до води не однією, а двома або кількома послідовними порціями.

Обробку води різними коагулянтами, які послідовно додаються можна також розглядати як фракційне коагулювання:

- з використанням сульфату алюмінію $Al_2(SO_4)_3$, дозу коагулянту варіювали в інтервалі від 100-400 мг/л (ефект очищення досягнутий при 400 мг/л);
- з використанням алюмінію азотнокислого 9-водного $Al(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ дозу коагулянту варіювали в інтервалі від 100-250 мг/л (ефект очищення досягнутий при 200 мг/л);
- з використанням гіпохлориту натрію $NaOCl$ дозу коагулянту варіювали в інтервалі від 100-300 мг/л (ефект очищення досягнутий на 250 мг/л).

Концентрація розчину кожного коагулянту була однаковою – 10%.

Для проведення дослідження, як екстрагент був обраний розчинник хлороформ. Потім 100 мл модельного розчину поміщали в ділительну воронку, додавали 15 мл екстрагенту (хлороформу) і струшували протягом 2-3 хв. Після розподілу шарів екстракту розчин зливали в циліндр. Екстракт висушували безводним сульфатом натрію. Використовуючи фотоколориметр, визначали вміст жиру в екстракті. Результати вимірювань при введенні розчину коагулянту безперервно однією порцією наведені в таблиці 1.

Таблиця 1

Вміст жиру в екстракті після введення коагулянту
безперервно однією порцією

| Доза реагенту (1 фракція), мл | Сульфат алюмінію $Al_2(SO_4)_3$ | | Нітрат алюмінію $Al(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ | | Гіпохлорит натрію $NaOCl$ | |
|-------------------------------|--|-------------------------|--|-------------------------|---------------------------|-------------------------|
| | Оптична густина | Концентрація жиру, мг/л | Оптична густина | Концентрація жиру, мг/л | Оптична густина | Концентрація жиру, мг/л |
| 100 | Не визначена, (мінімальна доза 150 мг/л) | | 0,131 | 52,5 | 0,159 | 79,3 |
| 150 | 0,62 | 330 | 0,05 | 20 | 0,82 | 61 |
| 200 | 0,53 | 280 | – | – | 0,1 | 48 |
| 250 | 0,42 | 230 | – | – | – | – |
| 300 | 0,32 | 180 | – | – | – | – |
| 350 | 0,16 | 90 | – | – | – | – |
| 400 | – | – | – | – | – | – |

Результати вимірювань при введенні розчину коагулянту фракціонованим способом наведені в таблиці 2.

Таблиця 2

Вміст жиру в екстракті після введення коагулянту фракційним способом

| Сульфат алюмінію $Al_2(SO_4)_3$ | | | Нітрат алюмінію $Al(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ | | | Гіпохлорит натрію $NaOCl$ | | | |
|--|-------------------------------|-------------------------|--|-------------------------------|-------------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------|----|
| Доза реагенту (1 фракція), мл | Доза реагенту (2 фракція), мл | Концентрація жиру, мг/л | Доза реагенту (1 фракція), мл | Доза реагенту (2 фракція), мл | Концентрація жиру, мг/л | Доза реагенту (1 фракція), мл | Доза реагенту (2 фракція), мл | Концентрація жиру, мг/л | |
| Не визначена, (мінімальна доза 150 мг/л) | | | – | 70 | 30 | 50 | 70 | 30 | 75 |
| 100 | 50 | 325 | 100 | 50 | 18 | 100 | 50 | 60 | |
| 125 | 75 | 276 | 125 | 75 | 0 | 125 | 75 | 46 | |
| 200 | 100 | 224 | 200 | 100 | 0 | 200 | 100 | 19 | |
| 230 | 120 | 174 | 230 | 120 | 0 | 230 | 120 | 0 | |
| 280 | 120 | 81 | 300 | 100 | 0 | 300 | 100 | 0 | |
| 300 | 150 | – | 0 | 150 | 0 | 300 | 150 | 0 | |

Графік для наочного відображення очищення стічних вод різними реагентами показаний на рис.1.

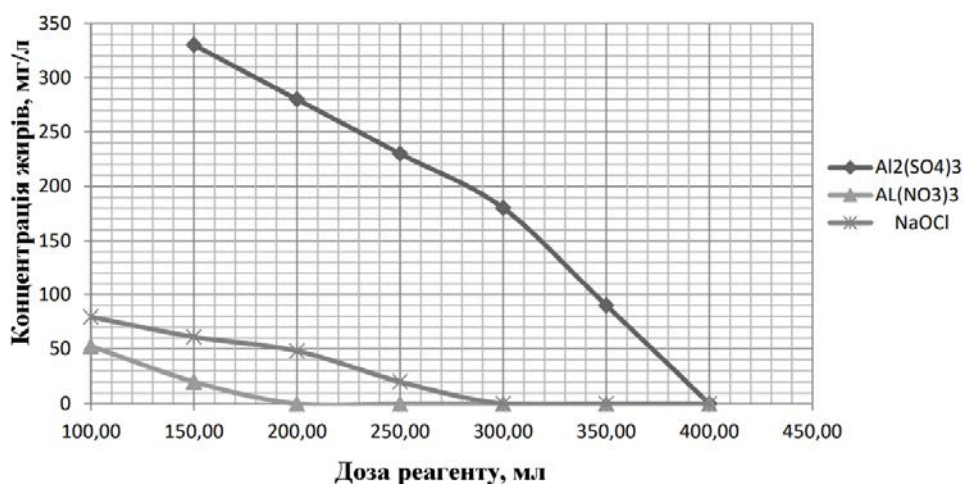


Рис. 1. Зміна мутності води при обробці її різними реагентами

При застосуванні реагенту алюмінію азотнокислого 9-ти водного на стоках молокопереробного підприємства спостерігалася найбільш висока ефективність очищення по жирах.

За результатами досліджень найбільш ефективним можна вважати застосування алюмінію азотнокислого 9-водного і гіпохлориту натрію, які є економічно вигідними.

Адсорбційне очищення стічних вод

Для дослідження використали модельні розчини, що містять молочну кислоту, концентрацією 0,002 мг/дм³, і аланін (модельовання вмісту водорозчинних білків) концентрацією аналогічної концентрації. Досліджено процес сорбції оксіпропіонової кислоти і аланіну регенованим сумішевим сорбентом (варіант 2), сумішевим сорбентом, що складався із активованого вугілля (БАУ-А) і кізельгуру (К) марки Бекогур 200 (варіант 1). Дослідження процесу сорбції α -оксіпропіонової кислоти і аланіну сумішевим сорбентом в динамічних умовах проводились в апараті колонного типу.

Визначення вмісту молочної кислоти проводили методом потенціометричного титрування, а вміст амінокислоти визначали фотоколориметричним методом, що базується на здатності пептидних зв'язків

(– CO–NH–), карбоксильних та аміногруп утворювати з сульфатом міді в лужному середовищі забарвлені комплексні сполуки. Розчини амінокислот і білків дають синьо-фіолетове забарвлення.

Криві сорбції молочної кислоти сумішевим сорбентом показано на рис. 2. З приведених даних видно, що умовах даного гідродинамічного режиму процесу адсорбції α -оксіпропіонової кислоти на обраному сорбенті має місце змішано-дифузійний механізм адсорбції. Вихід на плато спостерігаємо в часовому просторі 100-150 с. При цьому ефективність відпрацьованого і регенованого сорбенту практично не відрізняється від свіжої суміші активованого вугілля кізельгуру.

Як свідчать результати дослідження, за варіантом 1 максимальна ступінь очищення дещо вища, становить 98 %, однак різниця в ефективності очищення за двома варіантами незначна, становить близько 3 %, що є в межах похибки експерименту. Максимальну ступінь очищення за двома варіантами досягають в одному часовому інтервалі – за 200 с.

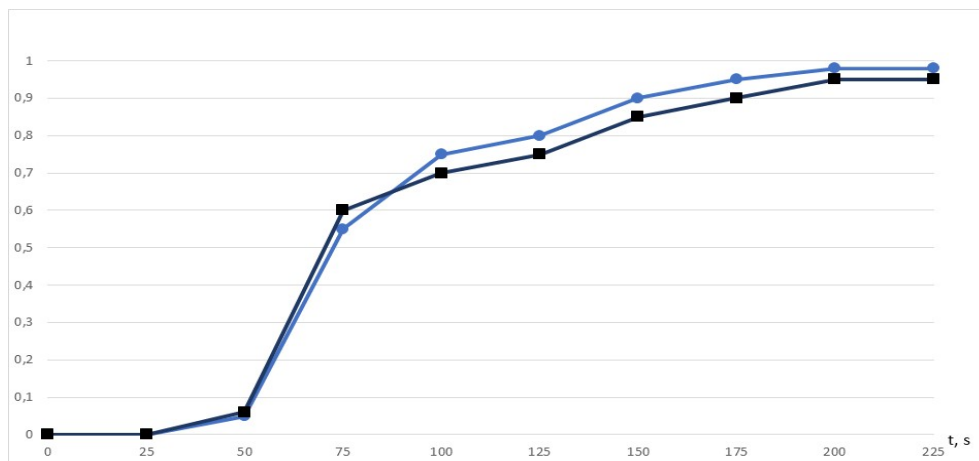


Рис. 2. Криві сорбції α -оксіпропіонової кислоти в залежності від сорбенту:

- – свіжа суміш активованого вугілля і кізельгуру (варіант 1)
- – відпрацьована і регенована суміш активованого вугілля і кізельгуру (варіант 2)

Експериментальні дані щодо кінетики адсорбції аланіну наведено на рис. 3. Вихід на плато при $t > 15$ хв сорбції вказує на перехід адсорбційного процесу у внутрішньо дифузійну область та у стан рівноваги. При цьому спостерігаємо

дещо вищу ефективність сорбції при використанні свіжої суміші активованого вугілля і кізельгуру, однак різниця в ефективності очищення за двома варіантами незначна (99 % за варіантом 1 і 96 % за варіантом 2), становить 3 %, що є в межах похибки експерименту. Максимальна ступінь очищення досягається в однакових часових інтервалах за двома варіантами, вона настає через 175 с.

Таким чином, можемо стверджувати, що хімічна регенерація відпрацьованої суміші сорбентів, що містить кізельгур і активоване вугілля дозволяє використовувати відпрацьовані матеріали на стадії очищення стічних вод харчових виробництв і забезпечує необхідну вилучення поллютантів органічного походження (Palamarchuk et al., 2022).

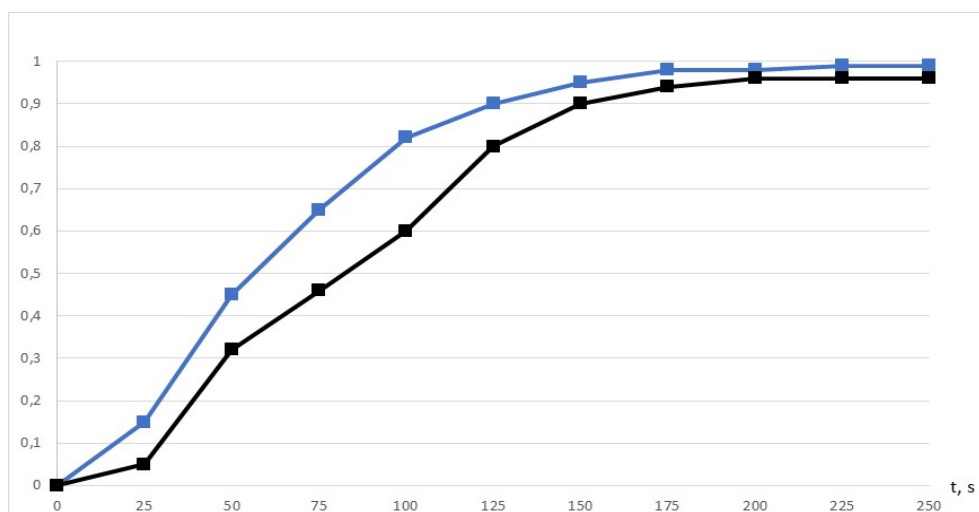


Рис. 3. Криві сорбції аланіну в залежності від сорбенту:

- – свіжа суміш активованого вугілля і кізельгуру (варіант 1)
- – відпрацьована і регенована суміш активованого вугілля і кізельгуру (варіант 2)

Технологічна схема очищення стічних вод

На основі проведених досліджень запропонована технологічна схема очищення стічних вод молокопереробних підприємств (рис.4).

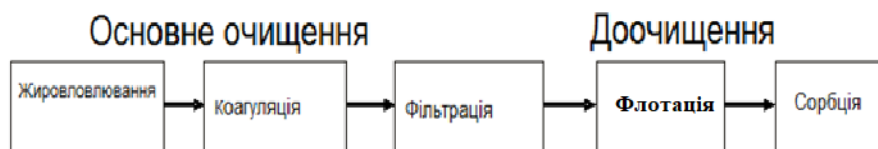


Рис. 4. Технологічна схеми очищення стічних вод молочної промисловості з використанням коагуляційних і адсорбційних процесів

Як видно з рис. 4, використання відпрацьованої суміші сорбентів передбачено на стадії доочищення стічних вод. Такий комплекс очисних споруд, окрім високої ефективності очищення, займає мало місця, має низькі капітальні витрати і простий в експлуатації.

Висновки

Визначено ефективність регенерації відпрацьованого сумішевого сорбенту, при його послідовному очищенні від органічних домішок після проведення освітлення технологічних розчинів шляхом його оброблення 1,25 % розчином NaOH або послідовного оброблення 1 % розчином NaOH та 4 % розчином HCl з відновленням сорбційної ємності такого сорбенту до 97-100 %. Досліджено активність регенованого сумішевого сорбенту щодо основних компонентів стічних вод підприємств молокопереробної промисловості.

За результатами досліджень найбільш ефективними для коагуляції можна вважати застосування алюмінію азотнокислого і гіпохлориту натрію.

У роботі показано, що сорбція компонентів – забруднювачів підприємств молокопереробної промисловості дешевими сорбентами, до яких відносять регеновані, належить до найбільш перспективних через їх високу ефективність, низку вартість очищення, можливість утилізації відпрацьованих сумішевих сорбентів як добрива, поліпшувачів структури ґрунту і кормові суміші.

Список літератури

- Bordun, I., Vasylynych, T., Malovanyu, M., Sakalova, H., Liubchak, L., & Luchyt, L. (2023). Study of adsorption of differently charged dyes by carbon adsorbents. *Desalination and water treatment*, 288, 151-158.
- Palamarchuk, O., Sakalova, H., Vasylynych, T., Lyubchak, L., Shevchuk, O., Matviichuk, O., & Khodanaitzka, O. (2022). Usage of worked clay absorbent as a manifestation of an ecologically oriented lifestyle. *Ecological Engineering Environmental Technology*, 23(2), 90–96.
- Ranskiy, A. P., Khudoyarova, O. S., Gordienko, O. A., Titov, T. S., & Kryklyvyi, R. D. (2019). Regeneration of sorbents mixture after the purification of recycled water in production of soft drinks. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 5, 318–321.
- Vikrant, K., Giri, B. S., Raza, N., Roy, K., Kim, K., Rai, B. N., & Singh, R. S. (2018). Recent advancements in bioremediation of dye: current status and challenges. *Bioresource Technology*, 253, 355–367.
- Гивлюд, А. М. (2016). Знешкодження забруднень стічних вод молокопереробних комплексів сорбційними методами: автор. дисертація на здобуття наукового ступеня канд. техн. наук: спец. 21.06.01 – Екологічна безпека. Львів, 28с.
- Петрук, В. Г., Васильківський, І. В., Петрук, Р. В., Крусір, Г. В., Клименко, М. О., & Сакалова, Г. В. (2019). Технології поводження з відходами харчових виробництв. Х.: «Олді-плюс». 520с.
- Штепа, В. М., & Штепа, В. Н. (2018). Обґрунтування робочої міри ефективності електротехнологічної водоочистки. *Енергетика і Автоматика*, 4, 99-108.

МОЖЛИВОСТІ ТА ОСОБЛИВОСТІ ВИКОРИСТАННЯ АВТОМАТИЗОВАНИХ ФІЛЬТРПРЕСІВ ДЛЯ ЗНЕВОДНЕННЯ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД

Черніков О.В., Харківський національний автомобільно-дорожній університет,
д.т.н., професор кафедри КГ, Україна

Моїсєєв О.В., Науково-виробниче підприємство – Східна Україна, директор,
Україна

Abstract

The paper describes the results of developing the design and automated control system of filter presses for dewatering sludge of various suspensions. The most difficult task is to determine the time required to fill the filter chamber with filtered sludge. A large number of experiments with different types of suspensions have been carried out in order to compile an appropriate mathematical model. The regularities of the filtering area decrease in each chamber in the process of its filling with sludge were determined, which made it possible to propose a method of determining the filtering time.

Вступ

Осади стічних вод промислових та комунальних очисних споруд в значній кількості випадків ще й зараз спрямовують в так звані шламонакопичувачі, чим наносить велику шкоду навколишньому середовищу. Для зменшення цієї шкоди використовують зневоднення осадів стічних вод за допомогою фільтрів або центрифуг різноманітної конструкції (Епоян, Смірнова, Корінько та Пашкова, 2003; Степова, Калугін та Кушка, 2014; Chernikov & Moisyeyev, 2005).

Кожне з цього виду обладнання має свої переваги та галузі використання. Але вони мають також певні обмеження. Так, вакуум-фільтри та відстійні

центрифуги працюють в безперервному режимі, що в певній мірі спрощує їх використання в технологічних лініях зневоднення осадів, бо в цьому разі не потрібно створювати так звані буферні ємності для потоків, що переробляються. Але робота вакуумного обладнання пов'язана з використанням потужних вакуумних насосів, що призводить до значних енергетичних витрат. До того ж перепад тиску, який діє в них, дуже незначний, тому зневоднення на них осадів стічних вод, тверда фаза яких має дуже велику дисперсність і створює при зневодненні осадки з надто значним гідравлічним опором, не дозволяє отримувати як прийнятну продуктивність, так і низьку вологість осадка, здатну для транспортування та зберігання. Крім того, неможливість застосування на них фільтруючих тканин достатньої щільності призводить до отримання забрудненого фільтрату, який приходиться повертати в голову очисних споруд, значно збільшуючи навантаження на них.

Центрифуги мають знано більшу рушійну (відцентрову) силу процесу зневоднення, але тільки для твердої фази з великою питомою вагою, до того ж центрифуги потребують двигунів великої потужності та фугат їх теж далеко не завжди відповідає вимогам до рідини, яку можливо скидати в довкілля.

Серед машин, що застосовуються до зневоднення осадів стічних вод найбільш ефективними слід визнати фільтрпреси з вертикальними фільтрувальними плитами (далі фільтрпреси). Вони використовують при своїй роботі тиск до 1,6 МПа та більше. Витрати електроенергії при їх застосуванні порівняно мали. Крім того, фільтрпреси можуть використовувати фільтруючі тканини такої щільності, яка забезпечить отримання фільтрату потрібної чистоти. Також на цих машинах можливо пресувати відфільтрований осадок, що забезпечує йому мінімально можливу для даного конкретного продукту вологість.

Досить важливо й те, що сучасні фільтрпреси можуть мати достатньо велику одиничну фільтруючу поверхню, і нема потреби встановлювати на

великих очисних спорудах значної кількості одиниць обладнання, що заощаджує гроші на приміщення та обслуговуючий персонал.

Спочатку хочемо звернути увагу на наступне. Велика кількість фахівців, пов'язаних з очищенням стічних вод, використовують термін осад як для позначення того, що створюється при осіданні твердої фази стоків в відстійниках та подібних спорудах, так і для того продукту, що отримується при зневодненні згущеного осаду на відповідному обладнанні. Ми вважаємо, що це створює певну плутанину. В даній доповіді для позначення того, що отримується при зневодненні осаду застосовують термін осадок, що ні в якому разі не порушує українського правопису і достатньо часто використовується в наукових роботах в виразах «питомий гідравлічний опір осадка», «відношення обсягу осадка до обсягу суспензії» і таке інше.

Основний текст

Сучасні фільтрпреси з вертикальними плитами можуть мати два головних виконання: з верхньою підвіскою плит (рис. 1) та з боковою підвіскою (рис. 2).



Рис. 1. Фільтрпрес ЧМ80, ГЗК
«Східний»
Згущені шахтні води

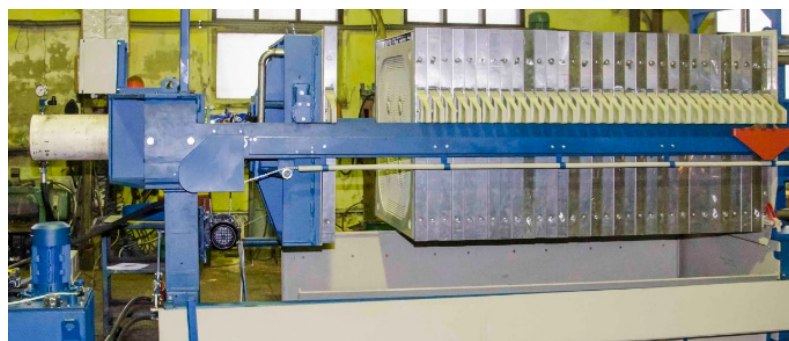


Рис. 2. Фільтрпрес ЧМ 50, «Баглейкокс»,
Стоки підготовки води

Обидві типи фільтрпресів можуть мати як звичайне камерне виконання, так і так зване мембранне. Друге відрізняється від першого тим, що парні плити в них оснащені віджимними мембранами для пресування осадка в камерах з метою зниження їх вологості.

Слід відмітити, що це обладнання періодичної дії, тобто, їх робота складається з послідовного виконання низькі операцій, а саме затискання фільтрувального пакету, вмикання необхідних технологічних клапанів та насоса подачі осаду, що зневоднюється, власне фільтрування, пресування відфільтрованого осаду для зменшення його вологості, продувку стисненим повітрям пор осаду для видалення залишків фільтрату з більшої їх частині, розкриття фільтрувального пакету і, на решті, вивантаження осаду.

Відомо також, що процес фільтрування йде з постійним зменшенням приросту обсягу фільтрату по мірі зростання товщини відфільтрованого осаду і його опору (рис. 3). Більш того, залежність між вказаними параметрами квадратична, тому в кожному окремому випадку існує товщина осаду, при якій продуктивність фільтрпреса найбільша (рис.4). Таку товщину прийнято називати оптимальною.

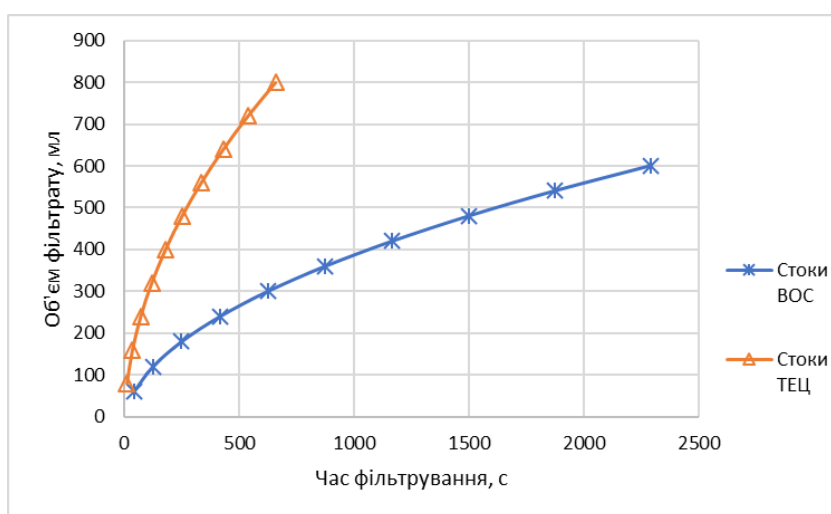


Рис. 3. Залежність обсягу фільтрату від часу фільтрування

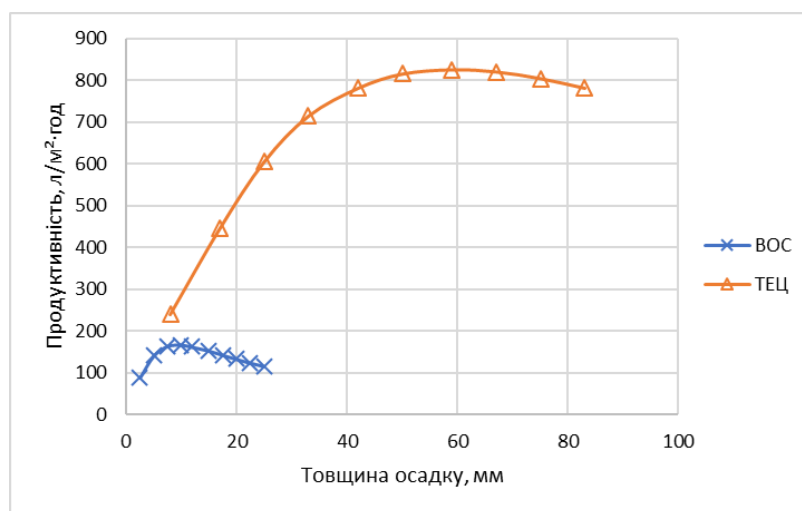


Рис. 4. Залежність продуктивності фільтрпреса від товщини осадка

На графіку рис. 3 показано, що зростання обсягу фільтрату при зростанні товщини осадка сповільнюється. Це, в свою чергу впливає на продуктивність фільтрпреса, яка спочатку зростає, досягає максимуму, після чого починає зменшуватись (див. рис. 4). Це, по-перше, залежить від фільтрувальних властивостей осадку, Якщо він при фільтруванні створює осадки з великим гідравлічним опором, як, наприклад, при зневодненні осадків водопровідних очисних споруд (крива ВОС на графіку рис. 4), оптимальна товщина осадка складає 10-12 мм. В разі осадків, що фільтруються з більшою швидкістю, як, наприклад, ті, що створюються в системі підготовки води на ТЕЦ 5 (м. Харків), Ровенська АЕС, та деяких інших, оптимальна товщина осадка вже складає 50-60 мм, та ще й більше (крива ТЕЦ на графіку рис. 4). Ці приклади можна вважати граничними, більшість оптимальних товщин осадків різних осадків очисних споруд містяться поміж вказаних.

При цьому треба пам'ятати, що фільтрпреси – машини періодичної дії, тому при розрахуванні їх продуктивності треба приймати до уваги не тільки перебіг власне фільтрування, а також тривалість таких допоміжних операцій як пресування, просушування та вивантаження осадка. І чим менше тривалість цих операцій, тим більше буде продуктивність фільтрпресу. Залежність продуктивності та оптимальної товщини осадка від тривалості допоміжних

операцій показана на рис. 5 на прикладі осадів очисних споруд Дружківського машзаводу. Найбільш впливовою з допоміжних операцій є вивантаження осадка, при тому чим більше плит в фільтрувальному пакеті, тим більше часу витрачається для видалення осадка.

Відомо, що фільтрувальні властивості суспензій в загалі, а осадів стічних вод в особливості, залежать від цілої низьки факторів. Теоретичні основи процесів фільтрування містять безліч математичних моделей, але для їх використання потрібне проведення фільтрувальних тестів з метою встановлення констант, які до них входять. Треба відзначити, що після проведення тестів подальші розрахунки можна проводити по дуже простим формулам.

Тому в кожному конкретному випадку для обґрунтованого вибору технічних характеристик фільтрпреса необхідно виконання вказаних тестів на моделюючій установці. Це найбільш актуально для осадів стічних вод, так як тут ще потрібно підібрати відповідну обробку осада реагентами (флокулянтами або коагулянтами).

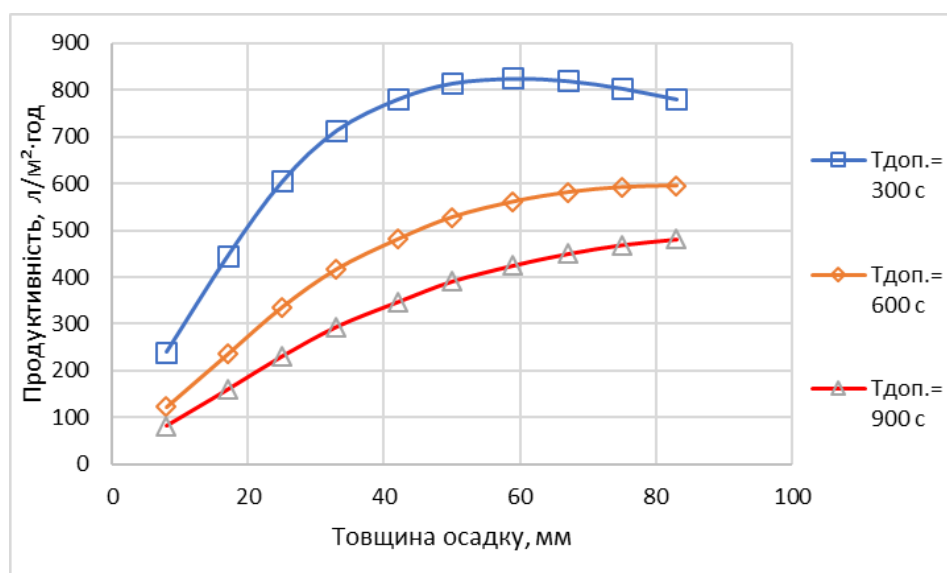


Рис. 5. Залежність продуктивності фільтрпреса від товщини осадка при різній тривалості допоміжних операцій

Результати тестів повинні дозволити з'ясувати такі речі, як найбільш придатна фільтруюча тканина, потрібне значення тиску фільтрування, розмір камери фільтрувальних плит (він повинен забезпечувати оптимальну для даного осаду товщину осадка та відповідну до неї продуктивність фільтрпресу). Вже потім розраховується потрібна загальна площа фільтрування та обирається необхідна площа фільтрування окремого фільтрпреса та їх кількість.

Фільтрпреси можуть застосовувати фільтрувальні плити різного розміру, це дає можливість запропонувати замовнику таку машину, яку він зможе розмістити на вже існуючій ділянці виробничого приміщення.

Ці плити можуть мати розміри від 300 мм до 2000 мм, але існує обмеження на припустиму довжину фільтрувального пакету, при перевищенні якої пакет може втратити стійкість. Тому для кожного розміру плити існує максимальна довжина фільтрувального пакету, тобто максимально можлива поверхня фільтрування. Все це треба враховувати при проектуванні конкретної машини.

«Науково-виробниче підприємство – Східна Україна» (далі «НВП – Східна Україна»), яке вже на протязі 24 років виробляє автоматизовані фільтрпреси ЧМ, має в своєму складі дослідну лабораторію, оснащену необхідними моделюючими установками, які дозволяють проводити фільтрувальні тести, як під час вибору фільтрпреса, так і для вивчення особливостей процесів фільтрування.

Йдеться про три різних моделюючих установки, які мають різну фільтруючу поверхню. Фільтруюча воронка з поверхнею 0,002 м² (рис. 6) застосовується тільки для вибору фільтруючої тканини та первинної оцінки фільтрувальних властивостей осаду. Мобільна фільтруюча установка з поверхнею 0,0072 м² (рис. 5) дозволяє виконувати повний комплекс фільтрувальних тестів і не потребує для роботи значної кількості осада. На цій установці є можливість встановлювати, яка саме товщина осадка є оптимальною для даного осаду. Для цього в її склад входять рамки з товщиною

15, 20, 30, 40 та 50 мм. Ця установка легко транспортується, що дозволяє використовувати її, як в самій лабораторії, так і у замовника на підприємстві. Багаторічне застосування її показало, що незважаючи на її мали розміри, вона забезпечує отримання достовірних результатів.

Фільтруюча воронка (рис. 6) містить корпус 1, дренаж 2, збірник фільтрату 3, кришку 4 з отвором 5, щоб заливати суспензію, мірну ємність 6, штатив 7 та фільтруючу тканину 8. Воронка має поверхню фільтрування $0,002 \text{ м}^2$.

Мобільна фільтруюча установка (рис. 7) має два різних фільтруючих пристрої з поверхнею фільтрування $0,0072 \text{ м}^2$ та $0,04 \text{ м}^2$. Ця установка оснащена спеціальним приладом для моделювання процесу пресування осадка, як це робиться на мембранних фільтрпресах. Установка розрахована на роботу під тиском до 2 МПа.

При проведенні тестів фіксують кінетику фільтрування (функцію залежності зростання обсягу фільтрату від часу фільтрування) для подальшої математичної обробки. Для найбільш масштабних та важливих випадків застосовується лабораторний фільтрпрес з поверхнею $0,1 \text{ м}^2$ (рис. 8).

В кожному конкретному випадку для встановлення технічних характеристик потрібного фільтрпреса отриману від замовника пробу спочатку фільтрують на воронці, обирають підходящу тканину та попередньо встановлюють діапазон товщин осадка, в якому треба подалі обрати таку, що буде оптимальною. А вже потім основну частину тестів виконують на мобільній установці з поверхню фільтрування, яка відповідає обсягу доставленої проби та її властивостям.

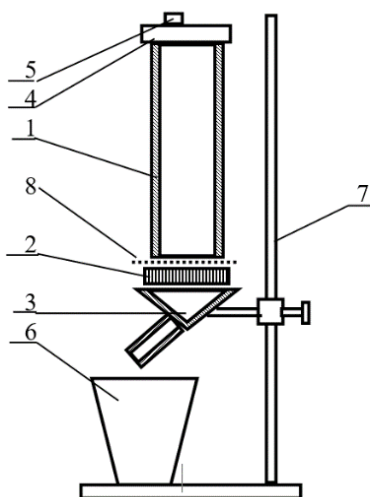


Рис. 6. Фільтруюча воронка

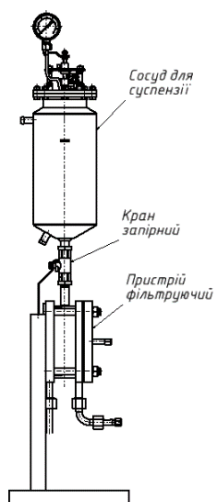
Рис. 7. Мобільна
фільтруюча установка

Рис. 8. Лабораторний фільтрпрес

Як вже вказувалось, для кожного конкретного продукту існує так звана оптимальна товщина осадка, тобто така, яка забезпечує максимально можливу в даному разі продуктивність фільтрпреса, і при проектуванні фільтрпреса для конкретного осаду треба заздалегідь встановити та використати цей параметр. Зробити це можливо тільки після проведення фільтрувальних тестів на відповідному обладнанні. Це наочно показує важливість вірного встановлення оптимальної товщини осадка для конкретного осада. Не менш важливо при проведенні тестів правильно підібрати тип фільтруючої тканини.

В своїй роботі «НВП – Східна Україна» намагається виготовлювати фільтрпреси, технічні характеристики та особливості яких пов'язані з отриманими результатами тестів. Достатній рівень компетентності фахівців лабораторії, а також конструкторів, які розробляють кресленики, дозволяли запобігати проблем при введенні фільтрпресів ЧМ в роботу, та скорочувати періоди налагоджування їх на підприємстві замовника.

Далеко не завжди є можливість отримання проби осаду, особливо, коли ще йде проектування очисних споруд. Фахівці «НВП – Східна Україна» мають великий досвід, бо за час існування підприємства в лабораторії виконано більш ніж 300 дослідів, і в таких випадках можуть використовувати його, Але

встановлено, що використання аналогій під час прийняття рішень дуже небезпечно, так як осаді схожих виробництв можуть мати неоднакові властивості.

Для підтвердження вказаного можна використати фільтрування осадів систем підготовки води для котлів ТЕЦ. Здавалось би, що вода вона і є вода. Але на Ровенській АЕС, ТЕЦ 5 м. Харкова и ТЕЦ 1 м. Каменка оптимальною виявилась товщина 50 мм, в той же час у випадку ТЕЦ 1 м. Нарва зміст твердої фази та її дисперсність були такими, що для нормальної роботи фільтрпреса прийшлося обрати товщину 15 мм. Також для деяких інших ТЕЦ, для яких компанія виробляла фільтрпреси, оптимальними обирались товщини 25 та 40 мм.

Найбільш цікавим було шукання способу захисту навколишнього середовища від забруднення стоками цукрових заводів. Справа в тому, що при виробництві цукру в другій половині минулого століття застосовувались вакуумні або дискові фільтри для зневоднення згущеного осаду після відповідної обробки буряка. В результаті роботи вказаних фільтрів створювався дуже вологий осад, який спрямовували в природні западини, тобто шламонакопичувачі. При цьому, крім забруднення природи, втрачалась відчутна кількість цукру, який ще містився в осаді. В 2002 році «НВП – Східна Україна» виготовила два фільтрпреси з поверхнею по 150 м² кожний для Парафіївського цукрового заводу (Чернігівська обл.). Введення їх в роботу повністю припинило забруднення середовища та дозволило заводу додатково збільшити вихід цукру. Крім того, з'явилась можливість використовувати осадок після фільтрпресів в якості своєрідного добрива. На рис. 9 показані фільтрпреси ЧМ на вказаному підприємстві. Зараз фільтрпреси ЧМ успішно працюють на більш, ніж десяти цукрових заводів України.

Ще одним прикладом використання фільтрпресів ЧМ є їх застосування для зневоднення осадів, які створюються при підготовки води для котлів на

теплових електростанціях. В минулі роки для вирішення цього завдання застосовувались так звані баштові фільтрпреси, назва яких ФКМ.



Рис. 9. Фільтрпреси ЧМ 150 на Парафіївському цукрозаводі

Дуже популярні в другій половині минулого століття, вони виявились занадто складними при експлуатаванні. Заміна їх на фільтрпреси з вертикальними плитами, в тому числі на фільтрпреси ЧМ значно спростило роботу як технологічного, так і ремонтного персоналу. На рис. 10 показано в тому числі одного з двох фільтрпресів ЧМ 25 на Харківській ТЕЦ 5.



Рис. 10. Фільтрпреси ЧМ 25 на ТЕЦ 5 (м. Харків), ЧМ 50 на РоАЕС (м. Рівне) та осадок

На першому фото зліва видно фільтрпрес ФКМ, якій раніше працював на даному підприємстві і якого ще не встигли демонтувати. Перехід на фільтрпреси ЧМ забезпечив отримання фільтрату необхідної чистоти та вивантаженню осадка завтовшки 45-50 мм з вологістю 32 %. Фільтрпреси ЧМ виконують східне завдання на Ровенський АЕС, ТЕЦ 1 підприємства «Дніпроазот» (м. Каменка, Дніпропетровщина), ТЕЦ 1 м. Нарва (Естонія) та на ряді інших ТЕЦ. На третьому фото показано осадок, який отримується на

РоАЕС. Він має настільки малу вологість, що при падінні в кузов самоскиду перетворюється майже у пісок.

Припинення забруднення навколишнього середовища шахтними водами вирішено на ГЗК «Східний» (м. Кропивницький). Після виконання тестів даному підприємству було запропоновано фільтрпрес ЧМ з поверхнею 80 м², розрахований на отримання осадка завтовшки 30 мм. Введення його в роботу підтвердило правильність обраного рішення. На рис. 11 саме цей фільтрпрес, а також осадок.

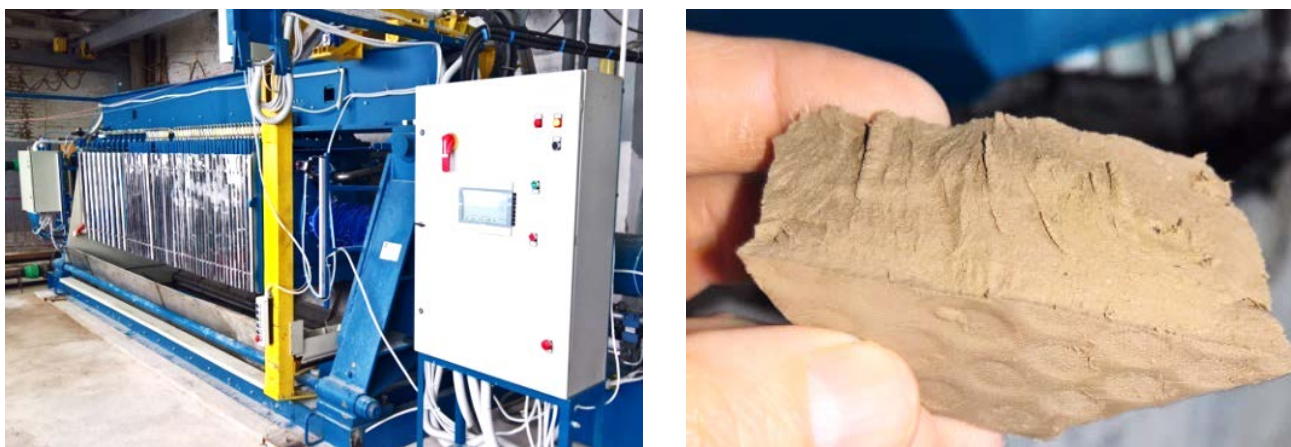


Рис. 11. Фільтрпрес ЧМ 80 на ГЗК «Східний» та осадок, що отримується

Дуже важливе питання пов'язано з зневодненням біологічного шламу коксохімічних виробництв. До певного часу вважалось, що зневоднення такого осаду неможливо. Фахівці «НВП – Східна Україна» запропонували обробку осаду відповідним набором коагулянтів, в результаті чого фільтрування виявилось можливим з отриманням осаду та фільтрату, показаних на рис. 12.



Рис. 12. Осадок та фільтрат при зневодненні осаду коксохімічного виробництва

Проектанти «Діпрококсу» заклали це рішення в проект для Маріупольського заводу «Азовсталь», але російська агресія зробила неможливим його виконання.

Як вже вказувалось, дуже актуальним є завдання зменшення тривалості допоміжних операцій циклограми фільтрпреса. З метою її вирішення фільтрпреси ЧМ «НВП – Східна Україна» розсувають свої плити при вивантаженні осадка не по одній плиті, а блоками. В залежності від загальної кількості плит в фільтрувальному пакеті він розбивається на два чи більше блоків, які розкривають свої плити одночасно, що значно скорочує вивантаження. На рис. 13 показано вивантаження осадка на фільтрпресі ЧМ 150 (Томашпільський цукровий завод, Вінницька обл.)

Застосування блочного розсування плит дозволяє також скоротити час регенерації фільтруючих серветок, так як на фільтрпресах ЧМ це робиться послідовно для всіх серветок одного розкритого блока (рис. 14).



Рис. 13. Блочне вивантаження осадка



Рис. 14. Регенерація серветок при блочному розсуванні плит

Треба відмітити, що далеко не всі осадки, що створюються при зневодненні на фільтрпресах легко відокремлюються від фільтруючої тканини. В таких випадках оператору приходиться вручну за допомогою спеціального скребка допомагати осадку вивантажиться. Зрозуміло, що при цьому витрачається час.

Фахівці «НВП – Східна Україна» проаналізували причини підвищеної адгезії деяких осадків до фільтруючої тканини і знайшли рішення по зниженню

адгезії. Це «ноу-хау» підприємства. Це рішення використали при створенні фільтрпреса для підприємства «Будфарфор» (м. Славута, Хмельницької обл.). Фільтрпрес ЧМ 30 (рис. 15), працюючий на вказаному підприємстві вже багато років, має блочну систему вивантаження осадка і не потребує при цьому втручання оператора для вивантаження осадка, хоча тверда фаза осаду, яких там зневоднюється, це глинисті частинки, які, за звичай, створюють дуже липкі осадки.



Рис. 15. Фільтрпрес ЧМ 30 на підприємстві «Будфарфор»

Зараз дуже актуальною стала проблема зневоднення стоків гальванічних ділянок на малих підприємствах. Для її вирішення «НВП – Східна Україна» випускає порівняно не коштовні фільтрпреси з поверхнею фільтрування 2-10 м². На рис. 16 показані ці фільтрпреси з різною поверхнею та різною конструкцією.



ЧМ 2



ЧМ 5



ЧМ 8,3

Рис. 16. Фільтрпреси ЧМ для малобюджетного використання

Але обрати вірні параметри фільтрпреса та забезпечити невеликий час вивантаження осадка це ще далеко не все. В реальному виробничому процесі фільтрувальні властивості осадів можуть мати значні коливання через будь які об'єктивні причини. Наприклад, осад підготовки води для котлів Харківської ТЕЦ 5 створюється в освітлювачі та подається на встановлені там фільтрпреси ЧМ безпосередньо з конусу освітлювача. Це приводить до коливань змісту твердої фази в згущеному осаді в два-три рази. Зрозуміло, що в таких умовах оператору практично неможливо весь час корегувати тривалість фільтрування, тим більш користуючись для цього власним розумінням.

Між тим, помилка при призначенні тривалості фільтрування в виробничих умовах призводить в кращому випадку к втраті продуктивності, якщо тривалість фільтрування обрана більшою, ніж потрібно. В разі, якщо тривалість фільтрування обрана недостатньою, буде вивантажено надто вологий осадок, або взагалі рідкий шлам. Це створить значні труднощі для ділянки фільтрування. Тому встановлення вірної тривалості фільтрування в умовах, коли властивості продукту по тим чи іншим причинам змінюються, дуже актуальна.

Як зрозуміло тим, хто знайомий з роботою фільтрпресів, це обладнання є в певній мірі так званий «чорний ящик», бо під час роботи нікому не відомо, що саме відбувається в його камерах, на скільки вони вже заповнені осадком і коли вже можна закінчувати фільтрування. Більшість існуючих математичних моделей розроблені для випадку, коли поверхня фільтрування є величина стала. Але в камерах фільтрпресів з вертикальними плитами йде значно складніший процес.

Саме установка з поверхнею $0,0072 \text{ м}^2$ (див. рис.:7) була застосована для того, щоб з'ясувати, що насправді відбувається в камерах фільтрпресів. Вихідним матеріалом для цього було обрано осад цеху водопідготовки Харківської ТЕЦ 5. При фільтруванні цього осаду на моделюючій установці процес періодично зупинявся та в камеру короткочасно подавали суспензію

графіту. Це призводило к створенню в товщі осадка тонких слоїв чорного кольору. Після вивантаження осадку він розрізався і по лініям чорного кольору легко було зрозуміти, як саме йде заповнення камери відфільтрованим осадком. Пізніше ці досліди були повторені на фільтрпресі з поверхнею 0,1 м² (див. рис. 8).

На фото мал. 17 показані ці лінії. Розглядання отриманої картини достовірно показує, що при заповненні камер межа між осадком та осадом, який ще залишився в камерах, постійно зменшується, і це викликає ще більше падіння швидкості фільтрування, ніж це пов'язано зі зростанням шару осадка.

З використанням цих результатів розроблені математичні моделі (Михайленко та Черніков, 2006), які описують, яку форму мають поверхні, що розподіляють осадок і осад.

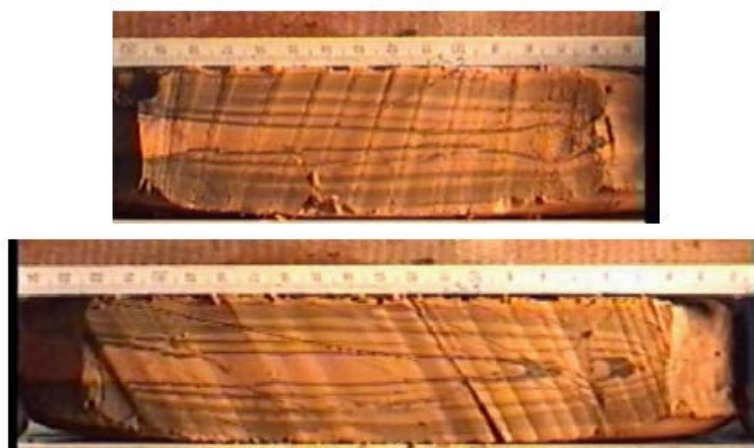


Рис. 17. Заповнення камер осадком

При подальшому аналізі цих результатів, фахівці «НВП – Східна Україна» зрозуміли, що по мірі заповнення камер фільтрпреса осадком та зменшенням площі межі між його поверхнею та осадом, що ще залишається в камерах та продовжує зневоднюватися, повинне зменшуватися зусилля від тиску фільтрування, яке розпирає фільтрувальні плити (графік цього процесу показано на рис. 18). Відстеження цього параметру дозволило визначати час припинення фільтрування. На це рішення було отримано патент України на винахід № 103552 (Черніков та Ткачук, 2013). Цей винахід було зроблено ще в

2012 році, і після нього майже усі фільтрпреси «НВП – Східна Україна» в автоматизованому виконанні оснащалися пристроєм, який діяв на принципі вказаного виноходу. Це забезпечувало об'єктивне без участі оператора корегування тривалості фільтрування в залежності від коливань властивостей осаду.

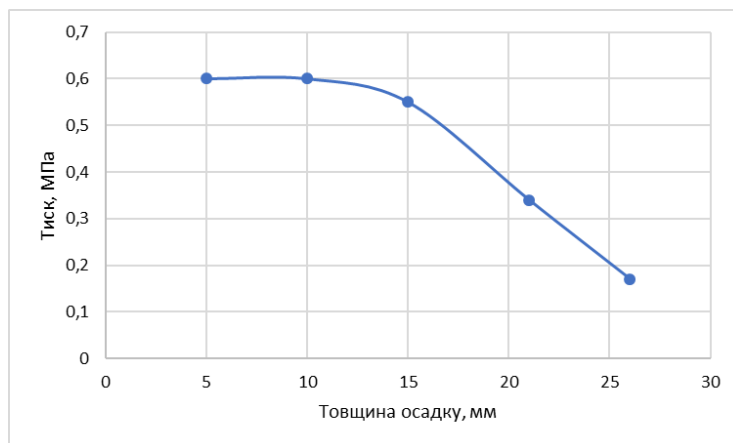


Рис. 18. Зменшення зусилля від тиску в процесі фільтрування

Таким чином, поєднання об'єктивного визначення тривалості фільтрування з суттєвим скороченням тривалості вивантаження осаду та забезпеченням його відділення від тканини під власною вагою без втручання оператора зробило фільтрпреси ЧМ в повному сенсі автоматизованими, коли при їх експлуатації роль оператора зводиться тільки до нагляду за течією процесу. Такий контроль тим більш спрощений, так як автоматизовані фільтрпреси ЧМ оснащуються світловою сигналізацією, що ще здалеку сповіщає про будь які ситуації, наприклад, про початок вивантаження осаду або про виникнення нестандартної обставини.

Використання описаного прийому контролю за заповненням камер фільтрпреса осадком в разі застосування його на мембранних фільтрпресах дає можливість визначати момент, коли треба переходити від фільтрування до пресування осаду, щоб забезпечити максимально можливу продуктивність. Справа і тому, що при роботі мембранного фільтрпреса фільтрування можна розбити на два етапи: фільтрування під тиском насоса, що подає осад в

фільтрпрес, яке можна назвати «активним» та фільтрування осада, який знаходиться в камерах фільтрпреса і ще не зневоднений, під тиском мембран. Цей етап можна назвати «пасивним».

В разі роботи з осадами, які створюють при фільтруванні осадки з великим гідравлічним опором, після досягнення товщиною осада певного значення швидкість фільтрування різко знижується і з точки зору забезпечення потрібної продуктивності розумніше відключити насос та за рахунок тиску мембран зневоднити залишки осада. Але мембрани, які вироблені з поліпропілену, мають обмеження на свій рух при пресуванні, тому знання ситуації в камерах, того, наскільки вони вже заповнені осадком та скільки в них залишилось осаду дуже важливо для прийняття рішення про перехід від активного до «пасивного» фільтрування. Показання згаданого приладу дозволяють створити алгоритм для рішення такого завдання.

Слід відмітити, що при проведенні фільтрувальних тестів з участю згаданого приладу було встановлено, що існують осади, при фільтруванні яких цей прилад не працює з очікуваною ефективністю. Причини цього досі не визначені.

Така ситуація була зафіксована при фільтруванні осадів стічних вод підприємства «Хімдівізіон» (м. Каменка, Дніпропетровщина). Тому для цього підприємства питання автоматизації при виготовленні фільтрпреса було вирішено встановленням датчика рівня в колекторі відведення фільтрату, і момент припинення фільтрування визначався за показниками цього датчика.

Висновки

Перелік осадів, для ефективного зневоднення яких можуть застосовуватись фільтрпреси, далеко не вичерпується наведеними тут прикладами. Це і осади комунальних очисних споруд, осали мокрого очищення газів металургійних печей, стоки після травлення прокату та багато інших.

Досліди лабораторії «НВК-Східна Україна» показали велику ефективність використання фільтрпресів для зневоднення осадів стічних вод виробництва глинозему та шламів, які утворюються під час вуглезбагачення, так званих флотохвостів.

В процесі виробництва глинозему утворюються великі об'єми стічних вод, які зазвичай називають «червоний шлам» та спрямовують в шламонакопичувачі. Їх тверда фаза містить окисли заліза в кількості, достатній для використання в якості сировини для аглофабрик, якщо при зневодненні вологість осадка не перевищить 25-26 %. Тести, виконані для замовника з Чорногорії, підтвердили можливість вирішення цієї умови, вологість осадка настільки мала, що він при вивантаженні просто розсипається. Але велике навантаження на ділянку зневоднення (500 м³/годину) була пов'язана з необхідністю використати достатньо коштовні фільтрпреси з поверхнею фільтрування 500 м². З фінансових міркувань замовник відмовився від вирішення цієї проблеми.

Аналогічна ситуація склалась з осадом вуглезбагачення. В тестах з'ясувалось, що використання фільтрпресів дозволить отримувати осадок з вологістю 28-29% в транспортабельному стані та прозорий фільтрат. Але, як і в випадку з «червоним шламом» великі масштаби завдання потребували задіяти три фільтрпреси з поверхнею 400 м² кожний, що для замовника з Грузії виявилось дуже важким з фінансових міркувань.

До речі, «НВП – Східна Україна» має досвід виготовлення фільтрпресів таких розмірів, для фільтрування суспензії каоліну був поставлений фільтрпрес з поверхнею фільтрування 535 м², якій успішно працював на кар'єрі «Північний» в пмт Побужьє (Кіровоградська обл., Україна).

Більш докладну інформацію про розроблене та впроваджене фільтрувальне обладнання, а також про галузі застосування фільтрпресів можна отримати на веб-сайті компанії за посиланням <http://www.npk-vu.com.ua/>.

Список літератури

- Chernikov, O. V., & Moisyeyev, O. V. (2005). Problems of design and implementation of the filtering equipment for municipal drains treatment and dehydration of water-treatment stations deposits. In *Proceedings of the Second Baltic Symposium on Environmental Chemistry "Kalmar ECO-TECH '05: Waste to Energy, Bioremediation and Leachate Treatment"*. (pp. 567-570). Kalmar, Sweden.
- Епоян, С. М., Смірнова, Г. М., Корінько, І. В., & Пашкова, С. П. (2003). *Водовідведення і очищення стічних вод міста*. Харків: РА Каравела. 144 с.
- Михайленко, В. Є., & Черніков, О. В. (2006). Алгоритми комп'ютерного моделювання границі шару, що змінюється у часі під дією заданих чинників (на прикладі фільтрування). *Прикл. геометрія та інженерна графіка*, 75, (pp. 3-9). К.: КНУБА.
- Степова, Н. Г., Калугін, Ю. І., & Кушка, О. М. (2014). Моделювання механічного зневоднення осаду очисних споруд на фільтрпресі. *Збірник наукових праць: Екологічна безпека та природокористування*, 15, (pp. 80-89). Київ: КНУБА.
- Черніков, В. А., & Ткачук, С. В. (2013). Спосіб автоматичного керування роботою фільтрпреса й установка для його здійснення. *Патент України №103552* (режим доступу: <https://uapatents.com/13-103552-sposib-avtomatichnogo-keruvannya-robotoyu-filtrpresa-jj-ustanovka-dlya-jjogo-zdijsnennya.html>)

ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДУ СТАТИСТИЧНИХ ВИПРОБУВАНЬ (МОНТЕ-КАРЛО) ДЛЯ ОЦІНКИ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СКИДАННЯ СТІЧНИХ ВОД

Проскурнін О.А., Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», д.т.н., провідний науковий співробітник лабораторії проблем формування і регулювання якості вод, Україна

Бєлоконь К.В., Інженерний навчально-науковий інститут ім. Ю.М. Потебні Запорізького національного університету, к.т.н., заступник директора з наукової роботи, Україна

Дем'янова О.О., Фізична особа-підприємець, Україна

Цапко Н.С., Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», к.т.н., завідувач лабораторії еколого-токсикологічних досліджень антропогенного впливу на компоненти довкілля та нормування екологічно безпечного природокористування, Україна

Abstract

One of the most widespread environmental problems in economically developed countries is the pollution of water bodies with wastewater discharged. In order to preserve and increase water resources, standards for maximum permissible discharges of pollutants are being developed. One of the subtasks of establishing discharge standards is to predict the water quality of a water body at a control point under a given water disposal regime. It is indicated that in order to more adequately assess the impact of wastewater discharge on the state of a water body, it is advisable to conduct an environmental risk assessment. The article proposes to use the Monte Carlo method to assess risk. The advantage of this method is that it belongs to the group of nonparametric statistical methods, i.e. does not require information about

the probability distribution of the original random variables. It is shown that the existing methodology for calculating the permissible discharge of pollutants with wastewater underestimates the level of environmental hazard of the discharge, because does not take into account the probabilistic nature of the composition of wastewater. It is concluded that it is advisable to supplement the existing methodology with the requirement to calculate an environmental risk assessment.

Вступ

Однією з найбільш масштабніших екологічних проблем економічно розвинених країн є забруднення водних об'єктів стічними водами (СВ), що відводяться від промислових, сільськогосподарських та комунальних підприємств (Directive 2000/60/EC). В Україні ця проблема загострюється також відносно малою забезпеченістю водними ресурсами у порівнянні з іншими європейськими країнами. З метою збереження та відновлення водних ресурсів розробляються нормативи гранично допустимих скидів (ГДС) забруднюючих речовин, які гарантують неперевищення гранично-допустимих концентрацій (ГДК) (Наказ Міністерства охорони здоров'я України, 2023, Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 471, 2012) речовин у контрольних створах (КС) водних об'єктів (ВО), приймача стічних вод (Водний кодекс України, 2004). Одним із підзавдань встановлення нормативів ГДС є прогнозування якості води водоприймача в КС при заданому режимі водовідведення. Недоліком існуючого підходу до вирішення цієї задачі є неврахування імовірнісного характеру вмісту забруднюючих речовин у СВ. У діючій методиці розрахунку ГДС (Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 173, 2021) нестійкість складу СВ обумовлена лише вимогою за фактичні концентрації речовин, на підставі яких робиться розрахунок ГДС, розглядати середні арифметичні значення. Проте в цілому розрахунок носить детермінований характер: визначаються допустимі концентрації речовин у СВ, які не призводять до перевищення законодавчо

затверджених ГДК речовин у КС. У роботах Лисиченко, Хміль та Барбашев (2011), Rybalova et al. (2022), Proskurnin, Malovanyu, Belokon, Tsapko & Stepova (2022), May & McLean (2007) обґрунтовувалася доцільність використання екологічного ризику для більш адекватної оцінки впливу скидання СВ на стан ВО. Як індикатор ризику, як правило, пропонувалося використовувати розрахункові концентрації забруднюючих речовин у КС. Однак запропоновані механізми оцінки ризику ґрунтувалися на суттєвому допущенні: передбачалося, що імовірнісний розподіл концентрації речовини у СВ підпорядкований нормальному закону. Але це справедливо лише в тому випадку, якщо на формування складу СВ впливає велика кількість приблизно рівнозначних факторів (Rybalova et al., 2022). У разі водовідведення ця умова може не дотримуватися. З огляду на це, є актуальним розробка методу оцінки екологічного ризику за допомогою непараметричних методів статистики, які не потребують інформації про законі імовірнісного розподілу вихідних випадкових величин.

Математична основа методу

Як варіант, для вирішення цього завдання може бути використаний метод статистичних випробувань (метод Монте-Карло), який в екологічних задачах раніше застосовувався для визначення техногенного ризику при аваріях на потенційно небезпечних підприємствах (Бойко та Батуринська, 2013). В основі методу лежить наступна математична закономірність (An Overview of Monte Carlo Methods, 2023). Якщо розглядається деяка випадкова величина x з задовільним розподілом, то її функцію розподілу $F(x)$ також можливо розглядати як випадкову величину. Тоді незалежно від закону розподілу вихідної величини x , випадкова величина $F(x)$ розподілена рівномірно на відрізьку від 0 до 1 включно. Це означає, що можливі значення випадкової величини x можуть знаходитися з наступного рівняння:

$$\int_a^x f(x)d(x) = F(x) = w, \quad (1)$$

де a – нижня границя області визначення величини x ; $f(x)$ – щільність розподілу; $w \in [0, 1]$ – рівномірно розподілена випадкова величина.

Рівняння (1) кожній випадковій величині $w \in [0, 1]$ ставить в однозначну відповідність реалізацію величини x , яка розподілена за заданим законом $F(x)$. Це дозволяє моделювати можливі значення випадкової величини x шляхом генерування величин w за допомогою генератора випадкових чисел.

Задачу оцінки екологічного ризику можливо розв'язати наступним способом. Якщо індикатор ризику I представити як функцію $I = I(w)$ і генерувати велику кількість разів величину $w_i \in [0, 1]$, $i=1 \div N$, то по вибірці $\{I_i\}^N = \{I(w_i)\}^N$ можливо робити висновок про характер імовірнісного розподілу I . Зокрема, вибірка розрахункових величин $\{I_i\}^N$ дозволяє розраховувати імовірність неперевищення деякої заданої граничної величини.

При оцінці впливу скидання СВ на стан ВО індикатором ризику служить концентрація речовини в КС $C_{кc}$. Без урахування самоочищення (що є виправданим при незначних відстанях до КС) концентрацію $C_{кc}$ можливо представити наступним чином:

$$C_{кc} = \frac{C - C_{фон}}{n} + C_{фон}, \quad (2)$$

де $C_{фон}$, C – концентрації речовини відповідно у фоновому створі та у СВ; n – кратність розбавлення СВ у КС.

Концентрацію C в правій частині рівняння (2) слід розглядати як випадкову величину. А саме, як аргумент функції розподілу, тобто як w -квантіль. У цьому випадку індикатор ризику представляється як функція від величини w :

$$I = C_{кc}(w) = \frac{F^{-1}(w) - C_{фон}}{n} + C_{фон} \quad (3)$$

де F^{-1} – функція, зворотна до функції розподілу $F(C)$.

На рис. 1 наведена графічна ілюстрація зв'язка між рівномірно розподіленою випадковою величиною w та вихідною випадковою величиною C – концентрацією речовини у СВ.

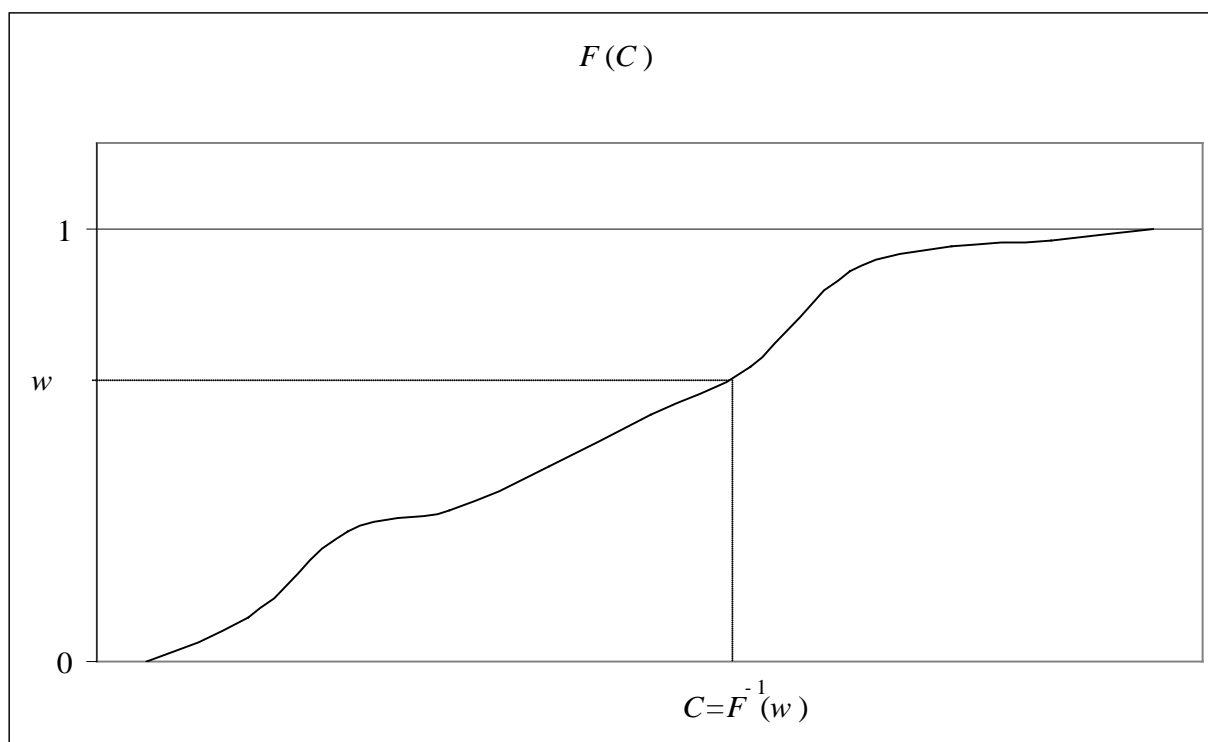


Рис. 1. Зв'язок між концентрацією речовини у СВ та випадковою величиною w

Слід звернути увагу на те, що фонові забрудненість, згідно методології розрахунку (Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 173, 2021), обирається як найгірша за даними натурних спостережень. Тому величина $C_{фон}$ не розглядається як випадкова. Також не є випадковою величиною кратності розбавлення n , оскільки вона розраховується для затвердженої витрати стічних вод та найбільш несприятливих природних умовах водовідведення (швидкість течії, водність водоприймача і т.і.).

Алгоритм розрахунку оцінки ймовірності перевищення ГДК у КС наведений на рис. 2.

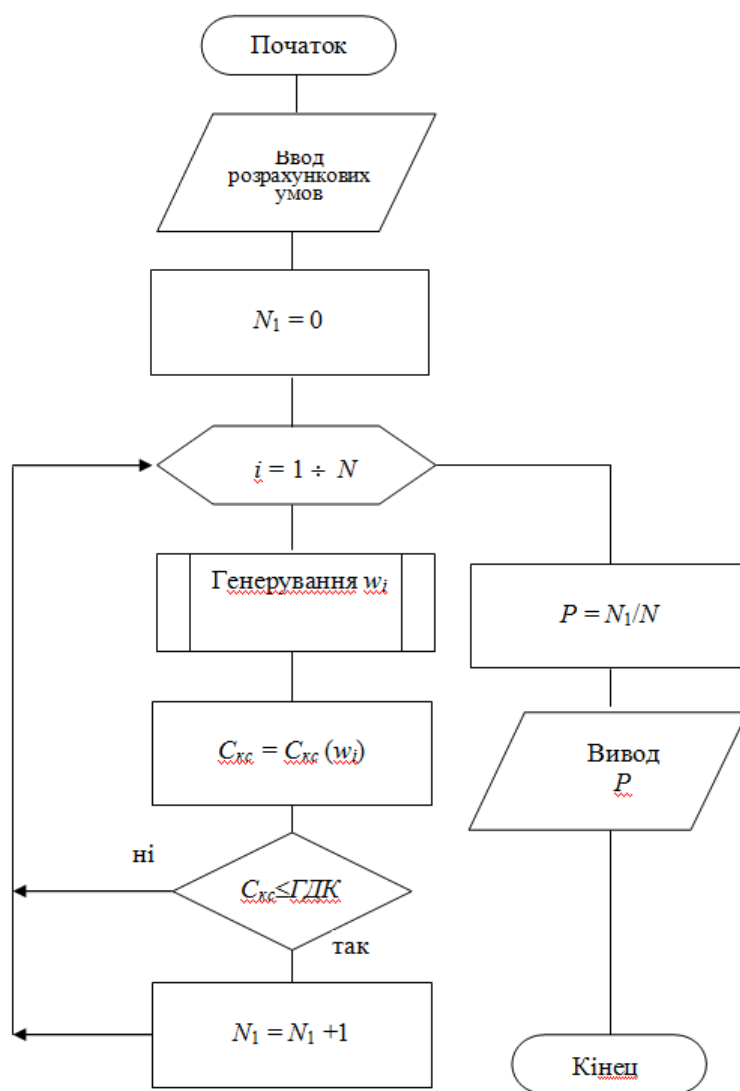


Рис. 2. Алгоритм розрахунку оцінки ймовірності перевищення ГДК у КС за методом Монте-Карло

Приклад розрахунку

Наведений демонстраційний приклад аналізу екологічної безпеки скидання СВ з використанням оцінки екологічного ризику створений на підставі розробленого та затвердженого проекту нормативів ГДС забруднюючих речовин державної установи «Херсонський виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових риб» (далі ДУ «ХВЕЗ») (Проект гранично-допустимого скидання забруднюючих речовин, 2021). Скидання стічних вод до водоприймачів здійснюється через два поверхневих берегових випуски. Підприємство має дві ділянки:

Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг
Water supply and wastewater disposal: designing, donstruction, operation and monitoring

- 1) риборозплідна та вирощувальна ділянки (випуск № 1);
- 2) Новокаховська ділянка (випуск № 1).

Скидання з випуску № 1 здійснюється безпосередньо у річку Дніпро, з випуску № 1 – через рукав Чайка. Обидва випуски розташовані за межами населеного пункту, тому водоприймачі, згідно з (Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 173, 2021), мають рибогосподарську категорію водокористування в районі скидання СВ.

Схеми водовідведення з обох ділянок наведені на рис. 3, 4.



Рис. 3. Схема розташування випуску стічних вод випуску №1 риборозплідної та вирощувальної ділянки ДУ «ХВЕЗ»



Рис. 4. Схема розташування випуску стічних вод випуску №2 Новокаховської ділянки ДУ «ХВЕЗ»

Як показник забруднення, розглянуті фосфати (ГДК – 2,14 мг/л). У табл. 1 наведені результати заміру фосфатів у СВ, а також інші параметри для розрахунку екологічного ризику.

Таблиця 1

Вміст фосфатів у СВ підприємства ДУ «ХВЕЗ»
та параметри для розрахунку екологічного ризику

| Параметр | Випуск № 1 | Випуск № 2 | Параметр | Випуск № 1 | Випуск № 2 |
|-------------------------|------------|------------|----------------------------|------------|------------|
| Концентрація у СВ, мг/л | 1,77 | 1,21 | Концентрація у СВ, мг/л | 1,85 | 1,97 |
| — “ — | 2,4 | 1,6 | — “ — | 1,88 | 2,15 |
| — “ — | 1,4 | 1,65 | — “ — | 1,97 | 2,5 |
| — “ — | 2,43 | 1,71 | — “ — | 1,99 | 2,75 |
| — “ — | 2,15 | 1,79 | Середня концентрація, мг/л | 1,97 | 1,91 |
| — “ — | 1,86 | 1,8 | Сфон, мг/л | 1,2 | 1,6 |
| — “ — | 1,95 | 1,9 | <i>n</i> | 2,7 | 2,1 |

У роботі (Проект гранично-допустимого скидання забруднюючих речовин, 2021) розрахунок допустимої концентрації був проведений відповідно до чинної методики (Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 173, 2021) без урахування імовірнісного характеру вмісту речовини в СВ (за виключенням, як говорилося вище, осереднення результатів вимірювання) та без оцінки екологічного ризику. Як допустимі концентрації, були, згідно з діючою методикою розрахунку (Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України № 173, 2021), прийняті фактичні (тобто середні) концентрації, оскільки вони не перевищують значення ГДК. Оскільки фонові концентрації також менші за ГДК, то детермінований розрахунок, який не бере до уваги імовірнісний характер складу СВ, автоматично свідчить про задовільний рівень екологічної безпеки скидання СВ в ВО для обох випусків.

З метою більш адекватного аналізу впливу скидання СВ з обох випусків на ВО була розрахована оцінка екологічного ризику за даними табл. 1.

Допустимий ризик був прийнятим на рівні 0,05. Для розв'язання задачі було побудовано емпіричні функції розподілу $F(C)$ з подальшим згладжуванням (рис. 5, 6).

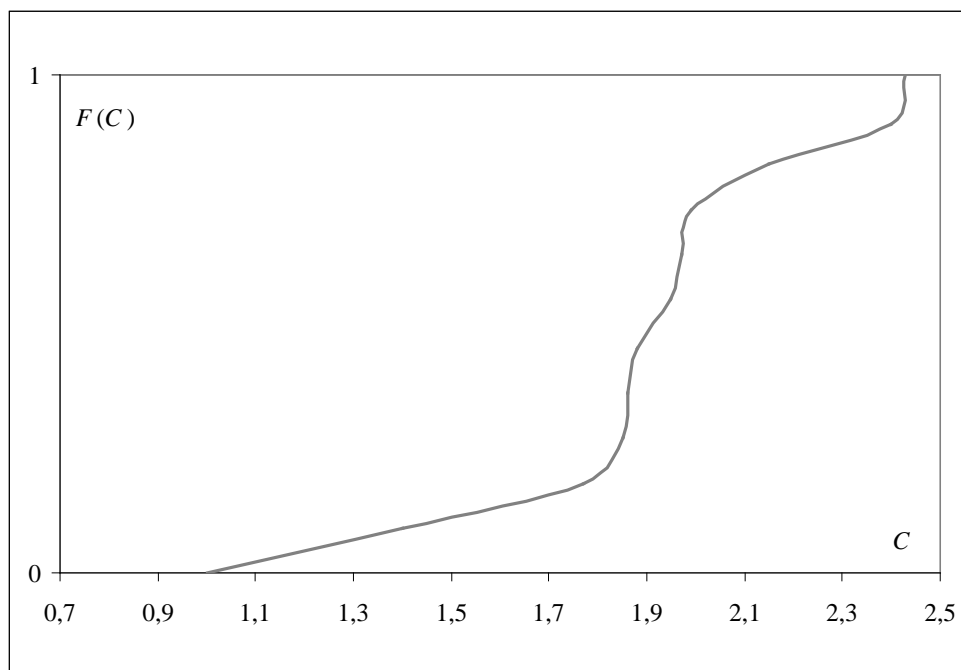


Рис. 5. Емпірична функція імовірнісного розподілу концентрації фосфатів у СВ випуску № 1

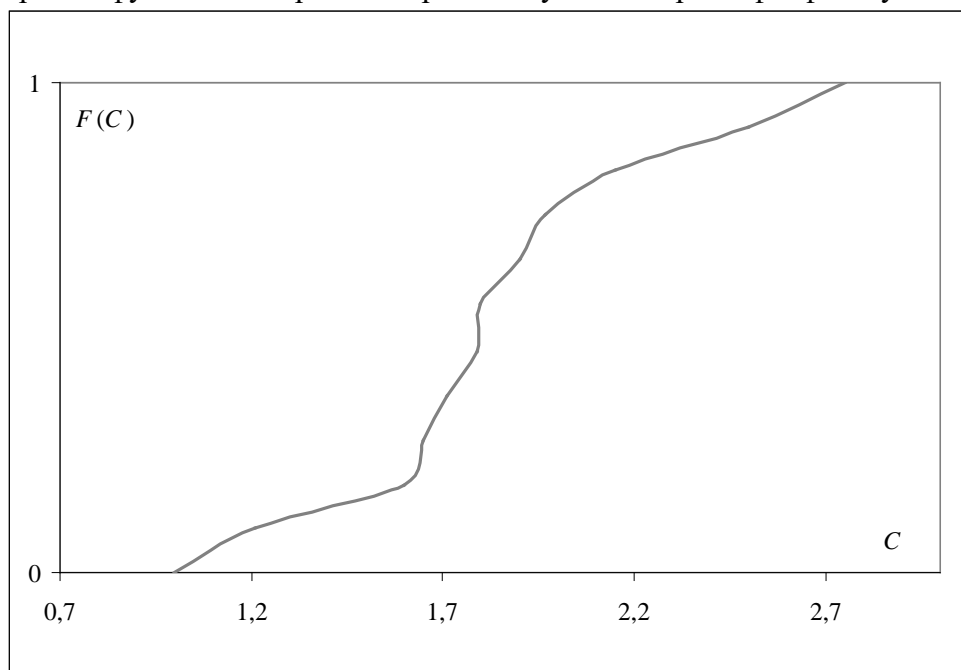


Рис. 6. Емпірична функція імовірнісного розподілу концентрації фосфатів у СВ випуску № 2

Результат порівнянь випадкової розрахункової величини $C_{кc}$ із величиною ГДК при $N = 10000$ наведено в табл. 2.

Результат порівнянь випадкової величини $C_{кc}$ із величиною ГДК при
10000-кратном генеруванні величини w

| Випуск | Кількість випадків $C_{кc} \leq$ ГДК | Кількість випадків $C_{кc} >$ ГДК | Імовірність неперевищення ГДК |
|--------|---|--------------------------------------|----------------------------------|
| № 1 | 9307 | 693 | 93 % |
| № 2 | 9606 | 394 | 96 % |

На рис. 7, 8 наведені гістограми розподілу величини $C_{кc}$.

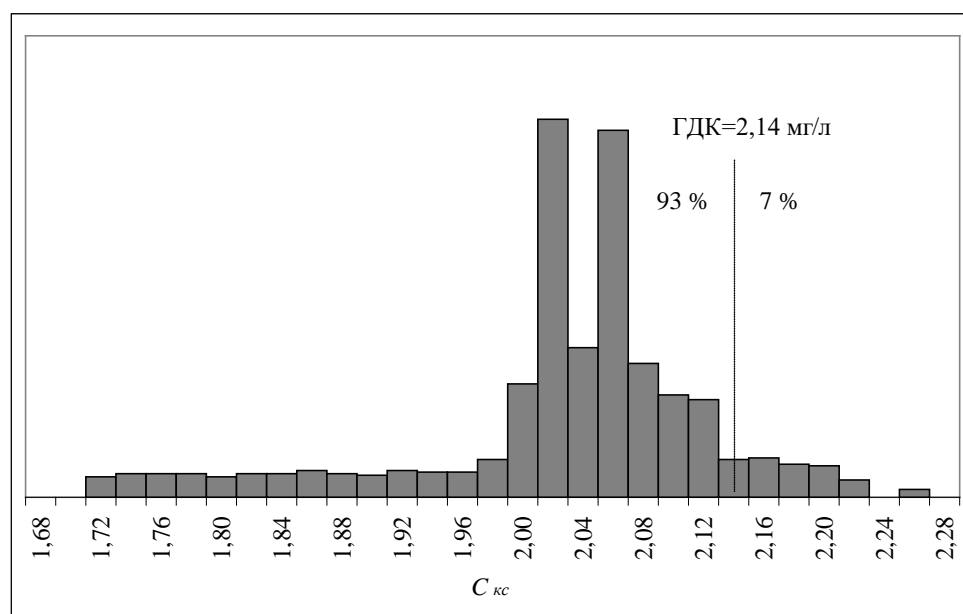


Рис. 7. Гістограма розподілу величини $C_{кc}$ для випуску № 1

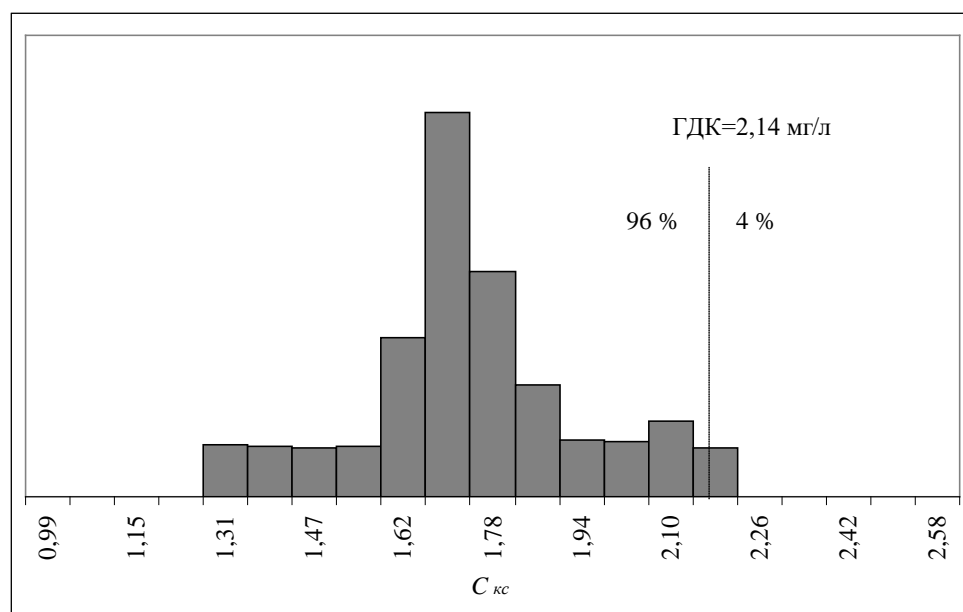


Рис. 8. Гістограма розподілу величини $C_{кc}$ для випуску № 2

Таким чином, для випуску № 1 ризик наднормативного забруднення ВО не перевищує допустимий, а для випуску № 2 перевищує. Таким чином, розраховану згідно з діючою методикою допустиму концентрацію фосфатів у стічній воді випуску № 2 не можна вважати задовільною з позиції екологічного ризику. Тобто розрахунок за діючою методикою штучно знижує рівень екологічної небезпеки скидання СВ.

Слід зазначити, що порівняння розрахункової концентрації речовини саме з величиною ГДК не є принциповим з точки зору запропонованого методу оцінки екологічного ризику. Встановлення нормативів якості природної води знаходиться в компетенції гідрохіміків та гідробіологів і тому виходить за рамки даної статті.

Висновки

1. Запропонований метод оцінки екологічного ризику, в основу якого покладено метод статистичних випробувань (Монте-Карло), дозволяє розрахувати ймовірність неперевикнення допустимого рівня концентрації речовини у ВО у зоні впливу скидання СВ (тобто у КС). В протилежність аналогічним існуючим методам, розроблений метод відноситься до непараметричних та не потребує інформацію про імовірнісний закон розподілу вихідних випадкових величин.

2. З метою підвищення рівня екологічної безпеки скидання СВ у ВО пропонується доповнити існуючу методологію встановлення ГДС речовин вимогою оцінки ризику перевищення ГДК у КС з врахуванням імовірнісного характеру складу СВ.

Напрямок подальших досліджень бачиться ускладнення запропонованого методу оцінки екологічного ризику для випадку розрахунку ГДС за басейновим принципом (Водний кодекс України, 2004).

Список літератури

- An Overview of Monte Carlo Methods. (дата звернення 27.10.2023.). Retrieved from <https://towardsdatascience.com/an-overview-of-monte-carlo-methods-675384eb1694>.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. (2000) An official website of the European Union Retrieved from <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>
- May, R. & McLean, A. (2007). *Theoretical Ecology. Principles and Applications*. New York.: Oxford University Press Inc.
- Proskurnin, O., Malovanyu, M., Belokon, K., Tsapko, N. & Stepova, O. (2022). Establishing Environmental Standardization of Wastewater Composition Based on Environmental Risk Assessment. *Journal of Ecological Engineering*, 23(11), 139-146. doi:10.12911/22998993/153602.
- Rybalova, O., Malovanyu, M., Bondarenko, O., Proskurnin, O., Belokon, K. & Korobkova, H. (2022). Method Of Assessing The Potential Risk To The Health Of The Population During Recreational Water Withdrawal. *Journal of Ecological Engineering*, 23(5). 81-91. URL: <http://www.jeeng.net/pdf-146998-73500?filename=Method%20of%20Assessing%20the.pdf>. doi: <https://doi.org/10.12911/22998993/146998>.
- Бойко, Т. В. & Батурињська, І. Р. (2013). *Определение техногенного риска на основе метода Монте-Карло*. Восточно-Европейский журнал передовых технологий, 2/11, 4-6. Retrieved from <https://towardsdatascience.com/an-overview-of-monte-carlo-methods-675384eb1694>.
- Водний кодекс України. (2004). Київ: Видавничий Дім “Ін Юре”.
- Лисиченко, Г. В., Хміль, Г. А. & Барбашев, С. В. (2011). *Методологія оцінювання екологічних ризиків*. Одеса: Астропринт.
- Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України від 30.07.2012 р. № 471. (2012). «Про затвердження нормативів екологічної безпеки водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг
Water supply and wastewater disposal: designing, donstruction, operation and monitoring

водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства, щодо гранично допустимих концентрацій органічних та мінеральних речовин у морських та прісних водах (біохімічного споживання кисню (БСК₅), хімічного споживання кисню (ХСК), завислих речовин та амонійного азоту)» – Офіційний вісник України № 66, 2012, С. 39-40.

Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 05.03.2021 р. № 173. (2021). Методичні рекомендації з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами URL <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0173926-21#Text>.

Наказ Міністерства охорони здоров'я України. (2023) Про затвердження Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення. Retrieved from <https://ips.ligazakon.net/document/RE37860>

Проект гранично-допустимого скидання (ГДС) забруднюючих речовин із зворотними водами Державної установи «Херсонський виробничо-експериментальний завод по розведенню молоді частикових риб». (2021). (Звіт про НДР) ФОП О.О. Дем'янова: Херсон.

СТРУКТУРНО-МЕХАНІЧНІ ВЛАСТИВОСТІ ДИСПЕРСІЙ МОДИФІКОВАНИХ ГЛИН

ЖДАНЮК Н.В., Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» 03057, проспект Берестейський, 37, Київ, Україна; zhdanyukn.kpi@gmail.com

Abstract

As a result of the research, stabilized nZVI was obtained on an organically modified montmorillonite surface. The rheological properties of dispersions of organomontmorillonite and organomontmorillonite with a deposited nZVI layer were studied. It has been established that aqueous dispersions of the resulting materials remain resistant to aggregation and sedimentation. It has been established that the optimal degree of modification of the surface of montmorillonite with the cationic surfactant hexadecyltrimethylammonium bromide is 0.1-0.2, and the iron content in the solid phase of the composite is up to 2.4%. The resulting sorbent is capable of extracting Cr (VI), Co (II) and U (VI) ions from aqueous media to the maximum permissible concentration. Analysis of the obtained rheological data shows that both in dispersions of organomontmorillonite and in aqueous dispersions of iron-containing composites, thixotropic coagulation-condensation structures are formed, which are characterized by fairly high values of structural and mechanical characteristics. Such suspensions remain pseudoplastic, which ensures their reliable injection into the walls of wells of permeable reaction barriers.

Вступ

Основним джерелом забруднення довкілля в мирний час є антропогенна діяльність людини. Наприклад, розробка родовищ уранових руд у Кіровоградському та Центрально-українському урановорудних районах та їх

переробка призвели до утворення сховищ рідких та шламоподібних відходів, які займають сотні гектарів родючих земель. Загальна кількість таких відходів складає близько 100 млн. т з сумарною активністю $5,2 \cdot 10^{15}$ Бк. Вони є джерелом забруднення ґрунтів, поверхневих та підземних вод в результаті міграції радіонуклідів. Також, велику проблему створюють стічні води промислових підприємств, що зливаються в поверхневі водойми з недостатнім рівнем очищення (Жданюк, 2019).

На сьогоднішній день, внаслідок війни російської федерації проти України, забруднення ґрунтів та природних вод набуває безпрецедентних масштабів. У вибухових речовинах та боєприпасах містяться потенційно токсичні елементи (PTE), енергетичні сполуки (EC) і бойові хімічні речовини (CWA). В наслідок чого відбувається забруднення великих територій, які потребують комплексного очищення та відновлення ґрунтів і природних вод (Tešan Tomić et al., 2018).

Так, у зонах бойових дій на сході України були проведені польові дослідження забруднень трьома організаціями: «Екологія – право – людина» в 2014 році (ґрунти, поверхневі води), Центром гуманітарного діалогу в 2016 році (підземні води, ґрунти), Сіверсько-Донецьким басейновим управлінням водних ресурсів у рамках дослідження Координатора проектів ОБСЄ в Україні (ґрунти, донні відклади). Всі дослідження показали перевищення вмісту важких металів на ділянках ведення бойових дій над фоновими. У пробах ґрунту, відібраних на ділянках бойових дій у Донецькій та Луганській областях мали перевищення допустимої фонові норми важких металів, таких як свинець, кадмій, хром, марганець, мідь, залізо, олово, галій, нікель, титан, ітрій, цирконій, кобальт, стронцій, цинк в 1,2-12 разів. На території телерадіоцентру м. Слов'янська встановлено перевищення концентрації стронцію над фоновим значенням в 116 разів і ртуті в 2,2 рази. На території Луганської ТЕС виявлено перевищення концентрації стронцію над фоновим значенням в 12,8 разів і ртуті в 16,7 разів

(Денісов, Аверін та Єрмаков, 2017). Що призводить до забруднення ґрунтів на водних середовищах.

Для вилучення невисоких концентрацій важких металів та радіонуклідів з великого об'єму забруднених вод доцільно використовувати сорбційні методи очищення. Використання в якості сорбенту нанорозмірного нуль-валентного заліза (nZVI) для захисту водних середовищ показало дуже високі результати (Zhdanyuk, Kovalchuk & Kornilovych, 2016). Особливістю даного сорбенту є те, що крім сорбційних властивостей, він здатен проявляти відновні властивості. Таким чином, nZVI дозволяє перетворити іони важких металів та радіонуклідів на нерозчинні або менш шкідливі, наприклад, Cr(VI) до Cr(III), U(VI) до U(IV) (Жданюк, Ковальчук & Корнілович, 2018; Prus & mZhdanyuk, 2016).

Однак, використання nZVI у процесах очищення водних середовищ є обмеженим, через його схильність до окиснення та агрегації. Найперспективнішим способом стабілізації наночасточок є їх іммобілізація на твердій поверхні (Trujillo-Reyes, Peralta-Videa & Gardea-Torresdey, 2014; Chen, Shang, Shao, Zhang & Huang, 2017). З цією метою може бути використаний широкий спектр різноманітних органічних або неорганічних матеріалів. У якості твердої основи доцільно використовувати природні шаруваті та шарувато-стрічкові силікати. Вони поєднують високу питому поверхню і реакційну здатність зразків з їх низькою вартістю (Üzüm et al., 2009; Shahwan, Üzüm, Eroğlu & Lieberwirth, 2010).

Фізико-хімічні характеристики отриманих сорбентів на основі природних глин можуть змінюватись в широкому діапазоні в залежності від умов синтезу, а також від гідрофільно-гідрофобного балансу поверхні мінералу (Li et al., 2010; Pang, Yan, Jia, Wang & Chen, 2014).

Застосування сорбентів на основі нанорозмірного нуль-валентного дисперсного заліза є особливо перспективним для неорганічних токсикантів. Композити такого типу, у порівнянні з аналогічними відомими сорбентами,

здатні до видалення навіть слідових кількостей іонів важких металів з водних середовищ (Jiang et al., 2018).

Одним із нових перспективних методів захисту підземних вод від забруднень є застосування проникних реакційноздатних бар'єрів (ПРБ) (Jiang et al., 2018; Kornilovych et al., 2009; Tosco, Papini, Viggì & Sethi, 2014; Zhao et al., 2016; Kornilovych et al., 2018). Це проникні стінки, що заповнені хімічно активним матеріалом. Вони розміщуються на шляху руху забруднених вод. ПРБ – це конструкції типу «стіна в ґрунті», тунельні системи та конфігурації, що мають нагнітальні свердловини. Саме нагнітальні свердловини на сьогодні є найбільш розповсюдженими. Реакційний матеріал розміщують в глибоких траншеях, що розміщені перпендикулярно до напрямку руху підземних вод. В якості завантажень в проникні бар'єри використовують глинисті мінерали, гідроксиапатит, сполуки заліза та інші. На відміну від непроникних бар'єрів, ПРБ не перешкоджають підземним потокам. В світі (переважно в США) проведено більш ніж 200 успішних промислових перевірок використання ПРБ. Такі бар'єри показали високі результати для очищення вод від іонів важких металів та радіонуклідів. за рахунок процесів: адсорбції, осадження, окисно-відновних реакцій тощо (Жданюк, 2019; Gu, Liang, Dickey, Yin & Dai, 1998; Waybrant, Blowes & Ptacek, 1998).

Використання шаруватих (монтморилоніту) та шарувато-стрічкових (палигорськіту) глинистих мінералів в якості завантаження в ПРБ є перспективним, оскільки вони мають здатність формувати стійкі суспензії з високими тиксотропними властивостями (Di Natale et al., 2008; Frost, Xi & He, 2010).

Метою роботи є отримання стабільних дисперсій залізовмісного сорбенту для очищення водних середовищ від неорганічних токсикантів, зокрема іонів хрому (VI), кобальту (II) та урану (VI), з використанням дисперсій нанорозмірного нуль-валентного заліза, стабілізованого на модифікованій

катіонними поверхнево-активними речовинами на поверхні глинистих мінералів.

Для виконання поставленої мети необхідно виконати наступні задачі:

- розробити сорбенти на основі модифікованих глин з нанесеним шаром нанорозмірного нуль-валентного заліза для очищення вод від іонів важких металів та радіонуклідів та дослідити їх ефективність щодо сполук хрому (VI), кобальту (II) та урану (VI);

- дослідити реологічні властивості суспензій залізовмісних композитів на основі глинистого мінералу монтморилоніту з метою їх використання у проникних реакційних бар'єрах;

- розробити технологічні схеми очищення підземних вод та одержання високоефективних залізовмісних композиційних сорбентів на основі монтморилонітових та палигорськітових глин для застосування їх при очищенні вод від забруднення сполуками важких металів та радіонуклідів.

Для характеристики отриманих матеріалів використовували наступні методи досліджень: рентгенофазовий аналіз для визначення мономінеральності зразків природних і модифікованих глин та їх структурних характеристик; методи скануючої і просвічувальної мікроскопії для встановлення будови та розмірів наночастинок синтезованих зразків; метод ІЧ-спектроскопії для вивчення процесів органофілізації вихідних глин; термогравіметричний аналіз для визначення температурних показників фазових та структурних переходів, що описано у попередніх роботах Жданюк (2019), Zhdanuyk, Kovalchuk & Kornilovych (2016), Жданюк, Ковальчук & Корнілович (2018), Prus & mZhdanuyk (2016)). У даній роботі використано реологічний метод для дослідження структурно-механічних характеристик зразків; спектрофотометричний метод для визначення концентрацій Cr (VI), Co (II) та U (VI) у водних розчинах.

У дослідженні розв'язується актуальна науково-прикладна проблема розробки сорбентів для вилучення з водних середовищ іонів важких металів та

радіонуклідів з метою зменшення шкідливого впливу неорганічних токсикантів на довкілля і життєдіяльність людини. Наукову новизну визначають такі теоретичні та експериментальні результати досліджень: вивчено умови модифікування глинистих мінералів катіонними Fe^0 та ПАР з метою отримання залізовмісних сорбентів для вилучення іонів важких металів та радіонуклідів для використання у ПРБ.

Однак потенційні ризики для природних екосистем при використанні $n\text{ZVI}$ є досі недостатньо вивченими (Dewu et al., 2021).

Даний час не існує універсальної ефективною технології сорбційного очищення водних розчинів від іонів важких металів та радіонуклідів. Це обумовлюється занадто широким діапазоном характеристик забруднених вод в реальній практиці. Наприклад, складу та концентрацій важких металів, радіонуклідів, органічних та неорганічних поллютантів в забруднених водах різного походження і, таким чином, виникненням найчастіше труднощів при спробах до їх ефективного очищення.

У зв'язку з цим, удосконалення наявних, створення нових, екологічно безпечних технологічних процесів, що забезпечують додержання нормативів шкідливих впливів на довкілля, є актуальним науково-практичним завданням.

Вихідні водні системи на синтез сорбентів на основі монтморилоніту

Очищення вод від забруднення іонами важких металів проводили з використанням синтезованих композитів, а також природних глинистих мінералів та $n\text{ZVI}$. Для досліджень готували модельні розчини, з використанням дистильованої води та калій дихромату ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), кобальт (II) хлориду гексагідрату ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) та ураніл сульфату три гідрату ($\text{UO}_2\text{SO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$).

Також були проведені експерименти з ефективності вилучення урану (VI) із застосуванням залізовмісного сорбенту на основі органомонтморилоніту з нанесеним шаром $n\text{ZVI}$ проводили на підземних водах, відібраних із

свердловин, що розташовані біля хвостосховища відходів переробки уранових руд Східного гірничо-збагачувального комбінату (м. Жовті Води) (Жданюк, 2019).

Хімічний склад та характеристики природних підземних вод приведені у табл. 1.

Таблиця 1

Хімічний склад підземних вод в районі сховища рідких відходів переробки уранових руд, мг/дм³

| Складова | U _{заг} | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ +K ₊ | HCO ₃ ⁻ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | Загальна твердість, мг-екв/дм ³ | Загальна мінералізація | pH |
|----------|------------------|------------------|------------------|---------------------------------|-------------------------------|-----------------|-------------------------------|--|------------------------|-----|
| Вміст | 0,21 | 410 | 148 | 401 | 456 | 352 | 3658 | 30,5 | 6490 | 7,4 |

В якості вихідних мінералів використані монтморилоніт Черкаського родовища. Монтморилоніт – це шаруватий силікат із загальною формулою (Ca,Na)(Al,Mg,Fe)₂(OH)₂[(Si,Al)₄O₁₀]×nH₂O. Хімічний склад мінералу: SiO₂ – 51,9 %, Al₂O₃ – 17,10 %, Fe₂O₃ – 7,92 %, MgO – 1,18 %, Na₂O, K₂O і CaO до 2 % і H₂O – 8,78 % . Для монтморилоніту характерна найвища серед глинистих мінералів ємність катіонного обміну (КОЄ) 1,0 ммоль/г (Тарасевич, 1981).

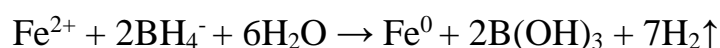
При максимальному насиченні монтморилоніту водою об'єм даних мікропор значно перевищує об'єм вторинних перехідних пор. Зовнішня поверхня монтморилоніту, яка становить 30-70 м²/г та складає лише незначну частину загальної поверхні мінералу –750 м²/г (Tešan Tomić et al., 2018).

Очищення монтморилоніту від кварцу, польових шпатів, карбонатів, оксидів алюмінію та заліза проводили відповідно до загальноприйнятих методик (Тарасевич та Овчаренко, 1975; Васильев та Гончарук, 1992). Попередньо підготовлену глину, переведену в Na-форму, обробляли за допомогою катіонних ПАР – солей чотирьохзаміщеного амонію –

гексадецилтриметиламоній бромід (ГДТМА), $(C_{16}H_{33})N(CH_3)_3Br$ виробника Merck. Зразки органомодифікованого монтморилоніту назвали ОММТ.

Органоглини синтезували за методиками (Жданюк, 2019; Pang, Yan, Jia, Wang & Chen, 2014; Bergaya & Lagaly, 2013), в результаті обмінної реакції алкіламонієві катіони ПАР витісняють іони Na^+ з обмінних позицій в монтморилоніті. Завдяки шаруватій структурі монтморилоніту, після заміщення іонів Na^+ на більш об'ємні алкіламонієві катіони, відбувається збільшення між пакетної відстані мінералу. Для вивчення реологічних властивостей суспензій вибрані зразки з співвідношенням ПАР/КОЄ від 0,05 до 0,4. Зразки позначили відповідно $ОММТ_{p-0,05}$; $ОММТ_{p-0,1}$; $ОММТ_{p-0,2}$ та $ОММТ_{p-0,4}$. Отримані таким чином суспензії без відмивання ПАР з масовою часткою твердої фази 2,5 % перемішували на магнітній мішалці впродовж 60 хв. та використовували для реологічних досліджень.

Синтез нанорозмірного нуль-валентного заліза (nZVI) проводили сульфатним методом без застосування інертної атмосфери за методиками (Pang et al., 2014; Hoag et al., 2009; Li et al., 2010). В експериментах були використані хімічно чисті реагенти $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ (Merck), $NaBH_4$ (Fluka-Aldrich, США) Відновлення заліза відбувається за реакцією:



Аналогічно синтезували залізовмісний матеріал, де в якості підложки використовували ОММТ. Масове співвідношення між складовими композиційного сорбенту становило від 0,05 до 0,4 частин nZVI на 1 частину органомонтморилоніту. Після чого отриманий наноматеріал (nZVI, nZVI-ММТ, nZVI-ОММТ) відділяли від рідкої фази центрифугуванням та тричі промивали спиртом. Отримані матеріали висушували під вакуумом при температурі 80 °C та для проведення дослідження використовувати фракцію $\leq 0,1$ мм.

Для реологічних досліджень залізовмісних матеріалів в якості твердої поверхні для нанесення шару nZVI використовували монтморилоніт модифікований ГДТМА у співвідношенні ПАР/КОЄ = 0,1 (ОММТ_p). Підготовані таким чином зразки без відмивання ПАР змішували з розчином FeSO₄ та відновлювали надлишком NaBH₄ при постійному перемішуванні. Були синтезовані зразки з різним вмістом nZVI, співвідношення ОММТ_p/nZVI по масі складало: 1:0,01, 1:0,025, 1:0,1 та 1:0,2 (зразки позначені відповідно ОММТ_p/ nZVI (0,01), ОММТ_p/nZVI (0,025), ОММТ_p/nZVI (0,1), ОММТ_p/ nZVI (0,2) та зразок ОММТ_p/ nZVI (0,4). Отримані таким чином суспензії масовою часткою 2% твердої фази використовували для реологічних досліджень (Жданюк, 2019).

Структурно-механічні властивості дисперсій органоментморилоніту

Для встановлення можливості використання дисперсій залізовмісних матеріалів у новітніх природоохоронних технологіях *in situ* було досліджено їх реологічні властивості.

Відомо, що водні дисперсії монтморилоніту здатні утворювати стійкі колоїдні системи, що обумовлено взаємодією частинок мінералу між собою. Для монтморилоніту характерне утворення безперервної сітки типу «ребро-грань», що пов'язане з кардинальними відмінностями в хімії поверхні базальних і бічних граней їх частинок (Li et al., 2010). Для таких дисперсій характерна структура, в якій негативно заряджені базальні поверхні частинок взаємодіють з позитивно зарядженими бічними гранями інших частинок (Pang et al., 2014).

Для визначення умов модифікації монтморилоніту катіонними ПАР з метою отримання стійких суспензій проведено дослідження флокуляції систем ПАР-ММТ шляхом розшарування суспензій та реологічні дослідження дисперсій ММТ та його органо модифікованих форм (Sun, Li, Cao, Zhang & Wang, 2006; Пилипенко, Маковецький та Корнілович, 2013).

Результати досліджень розшарування суспензій органомонтморилоніту в залежності від ПАР/КОЄ підтверджують, що система залишається стійкою при модифікації ММТ катіонною ПАР у співвідношенні ПАР/КОЄ від 0 до 0,25 (таблиця 2) (Zhdanyuk, 2016).

Таблиця 2

Ступінь розшарування суспензії на основі монтморилоніту

| ПАР/КОЄ | 0 | 0,05 | 0,1 | 0,25 | 0,5 | 0,75 | 1 | 1,25 | 1,5 | 1,75 | 2,0 |
|---------------------|----|------|-----|------|-----|------|----|------|-----|------|-----|
| Висота суспензії, % | 99 | 99 | 99 | 97 | 78 | 57 | 39 | 43 | 70 | 85 | 92 |

На основі даних результатів аналізу було проведено вивчення реологічних характеристик дисперсій ММТ у присутності ГДТМА. Для досліджень відібрані зразки із ступенем модифікації мінералу ПАР/КОЄ=0÷0,4 (таблиця 3).

Таблиця 3

Назва і склад зразків на основі монтморилоніту для реологічних досліджень

| № зразка | Позначення | Метод синтезу сорбенту |
|----------|-------------------------|--|
| 1 | ММТ | Na – монтморилоніт |
| 2 | ОММТ _p -0,05 | ММТ модифікований ГДТМА при ПАР/КОЄ=0,05:1 |
| 3 | ОММТ _p -0,1 | ММТ модифікований ГДТМА при ПАР/КОЄ=0,1:1 |
| 4 | ОММТ _p -0,2 | ММТ модифікований ГДТМА при ПАР/КОЄ=0,2:1 |
| 5 | ОММТ _p -0,4 | ММТ модифікований ГДТМА при ПАР/КОЄ=0,4:1 |

Реологічні дослідження дисперсій монтморилоніту і його органомодифікованих форм підтверджують значний вплив ПАР на структурно-механічні властивості отриманих дисперсій. На рис. 1 представлено результати досліджень реологічних властивостей суспензій вихідного монтморилоніту та у присутності катіонної ПАР. Як видно з представлених даних, криві течії мають типовий для глинистих дисперсій вигляд з чітко вираженими граничними напруженнями зсуву та петлями гістерезису, що вказує на формування

тиксотропних структур (Luckham & Rossi, 1999; Жданюк та Костюк, 2016; Жданюк, 2016).

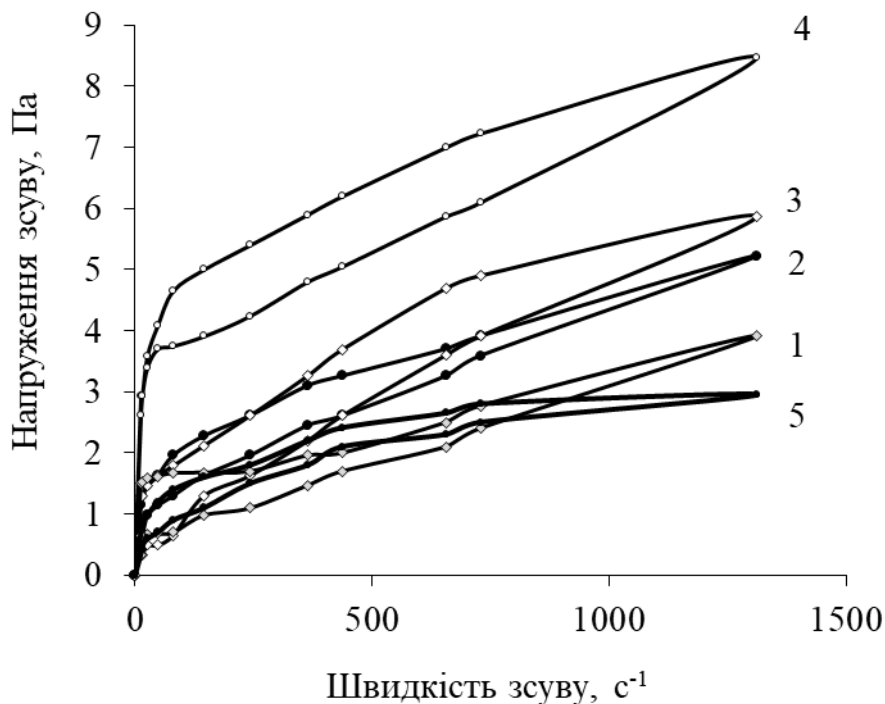


Рис. 1. Залежність напруження зсуву від швидкості зсуву для дисперсій на основі монтморилоніту:
1 – ММТ; 2 – ОММТ_p-0,05; 3 – ОММТ_p-0,1; 4 – ОММТ_p-0,2; 5 – ОММТ_p-0,4.

При додаванні ГДТМА до суспенцій монтморилоніту у кількостях до КОЄ/ПАР=0,2 не спостерігаємо втрати агрегативної стійкості дисперсії. Присутність ПАР у суспензії монтморилоніту у таких кількостях відіграє роль стабілізатора. Таке збільшення міцності структури в діапазоні концентрацій ГДТМА від 0 до 1,8 г/дм³ відбувається завдяки гідрофобній взаємодії алкільних частин іонів ПАР, які адсорбовані на різних частинках монтморилоніту. У даному діапазоні концентрацій напруження зсуву і площа гистерезису збільшуються із підвищенням вмісту ПАР (Жданюк, 2019).

При збільшенні концентрації ГДТМА дані показники досягають практично нульових значень при концентрації ПАР (Жданюк та Костюк, 2016). При цьому ми спостерігаємо розшарування суспензії та утворення осаду. Це пов'язано з поступовою ліофобізацією поверхні частинок і, як наслідок, зменшенням термодинамічної стійкості колоїдної системи з полярним рідким

середовищем (Janek & Lagaly, 2003; Ничипоренко, Панасевич, Минченко, Костенко та Бедношея, 1978). Відбувається руйнування безперервної структурної сітки, що призводить до утворення щільного осаду (Круглицкий та Круглицкая, 1981).

Параметри рівняння Шведова-Бінгама, отримані на основі реологічних кривих течії досліджених суспензій, наведено в табл. 4.

Таблиця 4

Реологічні параметри суспензій вихідного та органомодифікованих
монтморилонітів

| Зразок | Граничне напруження зсуву, τ_0 , Па | Пластична в'язкість, η , Па·с |
|--------------------------|--|------------------------------------|
| ММТ _р | 1,8 | 0,026 |
| ОММТ _р (0,05) | 2,3 | 0,040 |
| ОММТ _р (0,1) | 4,0 | 0,045 |
| ОММТ _р (0,2) | 4,5 | 0,065 |
| ОММТ _р (0,4) | 1,9 | 0,030 |

Дослідження процесів структуроутворення в дисперсіях монтморилоніту показало, що характер залежності структурно-механічних характеристик від концентрації катіонних ПАР має екстремальний характер. Максимуми на кривих залежності граничного напруження зсуву від концентрації ПАР відповідають формуванню безперервної сітки між частинками монтморилоніту (Жданюк, 2019). При використанні в якості модифікатора поверхні ГДТМА граничне напруження зсуву має чітко виражений максимум (4,5 Па) для зразка монтморилоніту модифікованого ГДТМА при умовах ПАР/КОЄ=0,2/1. Зразок ОММТ_р(0,02) також показали достатньо високі значення граничного напруження зсуву (4,0 Па) та пластичної в'язкості, що вказує на формування тиксотропних структур (Жданюк, 2019). Отримані результати є основою при визначенні оптимальних параметрів для синтезу сидементаційно стійких залізовмісних дисперсій на основі органомонтморилоніту.

Структурно-механічні властивості дисперсій органоментморилоніту з нанесеним шаром nZVI

З метою встановлення можливості застосування композиційних матеріалів для захисту підземних вод від забруднення шляхом створення активних реакційних бар'єрів було досліджено особливості реологічної поведінки дисперсій органоментморилоніту з нанесеним шаром nZVI. Склад зразків, взятих для аналізу представлені у таблиці 5.

Таблиця 5

Назва і склад зразків для реологічних досліджень залізовмісних зразків

| № зразка | Позначення | Метод синтезу сорбенту |
|----------|---------------------------------|--|
| 1 | ОММТ _p | ММТ модифікований ГДТМА при ПАР/КОЄ=0,1:1 |
| 2 | ОММТ _p /nZVI (0,01) | ОММТ _p модифікований Fe ⁰ при m _{ОММТ} / m _{Fe} =1:0,01 |
| 3 | ОММТ _p /nZVI (0,025) | ОММТ _p модифікований Fe ⁰ при m _{ОММТ} / m _{Fe} =1:0,025 |
| 4 | ОММТ _p /nZVI (0,1) | ОММТ _p модифікований Fe ⁰ при m _{ОММТ} / m _{Fe} =1:0,1 |
| 5 | ОММТ _p /nZVI (0,2) | ОММТ _p модифікований Fe ⁰ при m _{ОММТ} / m _{Fe} =1:0,2 |
| 6 | ОММТ _p /nZVI (0,4) | ОММТ _p модифікований Fe ⁰ при m _{ОММТ} / m _{Fe} =1:0,4 |

Концентрація органоментморилоніту взята в діапазоні, що забезпечує отримання стійких, придатних для закачування, суспензій з добре вираженими тиксотропними властивостями. Концентрація нанорозмірного нуль-валентного заліза відповідає інтервалу значень, необхідних для здійснення технологічного процесу очищення забруднених вод (Жданюк, 2019).

Реологічні дослідження дисперсій органоментморилоніту і його модифікованих форм підтверджують значний вплив nZVI на реологічні властивості дисперсії. Дані про вміст органоментморилоніту та заліза у використаних водних суспензіях наведено в табл. 6.

Склад суспензій монтморилоніту
(густина, г/см³: монтморилоніту – 2,0; заліза – 7,8)

| Зразок | Масова концентрація, % | | Об'ємна частка, % | |
|---------------------------------|------------------------|------|-------------------|----------------------|
| | ОММТ | Fe | ОММТ | Fe |
| ОММТ _p | 2 | - | 1 | - |
| ОММТ _p /nZVI (0,01) | 2 | 0,02 | 1 | 2,6·10 ⁻² |
| ОММТ _p /nZVI (0,025) | 2 | 0,05 | 1 | 6,4·10 ⁻² |
| ОММТ _p /nZVI (0,1) | 2 | 0,2 | 1 | 2,6·10 ⁻¹ |
| ОММТ _p /nZVI (0,2) | 2 | 0,4 | 1 | 5,2·10 ⁻¹ |
| ОММТ _p /nZVI (0,4) | 2 | 0,8 | 1 | 1,04 |

На рис. 2 представлено реологічні криві течії дисперсій органоментморилоніту та отриманих залізовмісних наноматеріалів на його основі. Зразок ОММТ_p/nZVI (0,4) показав швидку сидементацію. Як видно з представлених даних, реологічні криві мають типовий для глинистих дисперсій вигляд з чітко вираженими граничними напруженнями зсуву та петлями гістерезису (Жданюк, 2019; Zhdanyuk et al, 2016).

Для аналізу одержаних результатів була використана реологічна модель Шведова-Бінгама, яка характеризується двома параметрами: τ_0 – граничним напруженням зсуву і пластичною в'язкістю – η :

$$\tau = \tau_0 + \eta \cdot D,$$

де τ – напруження зсуву, Па ; D – швидкість зсуву, с⁻¹.

Експериментальні дані реологічних досліджень показують, що зі збільшенням вмісту заліза в зразках граничне напруження та пластична в'язкість зменшуються (рис. 2).

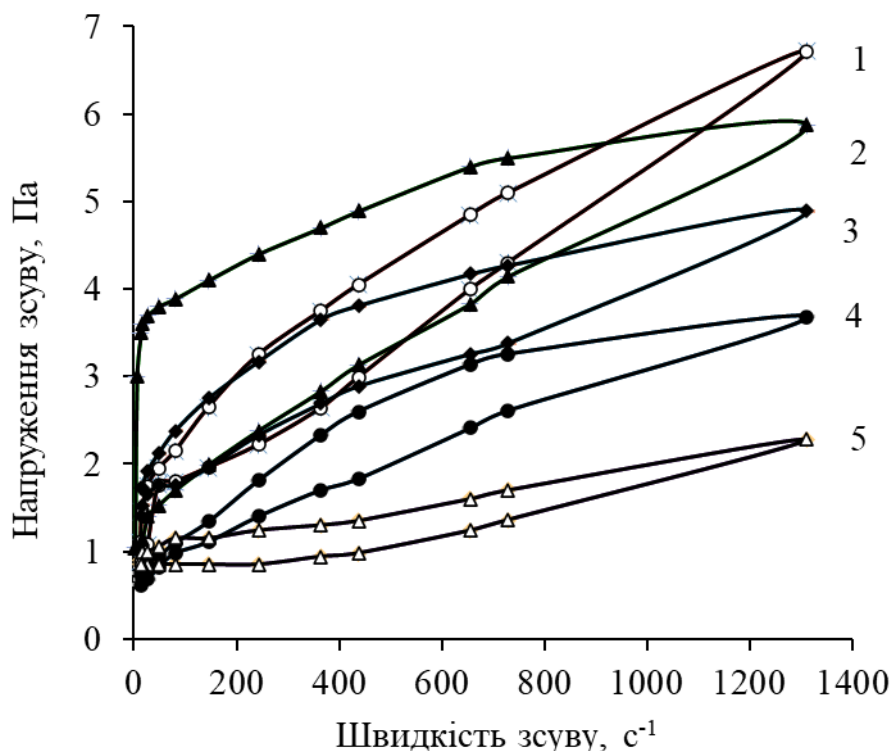


Рис. 2. Реологічні криві течії водних дисперсій композитів на основі монтморилоніту
 1 – OMMT_p, 2 – OMMT_p/ nZVI (0,01), 3 – OMMT_p/ nZVI (0,025),
 4 – OMMT_p/ nZVI (0,1), 5 – OMMT_p/ nZVI (0,2)

Для зразка OMMT_p/nZVI (0,01) (крива 2, рис. 2) спостерігаємо підвищення граничного напруження зсуву у порівнянні з дисперсією органоментморилоніту. Але для наступних зразків з вищим вмістом заліза (криві 3-5, рис. 2) спостерігається зниження граничного напруження зсуву та зменшення площі петлі гістерезису кривих течії, що свідчить про зниження енергії руйнування тиксотропної структури суспензії та зниження міцності. OMMT_p/ nZVI (0,2) (Жданюк, 2019; Zhdanyuk et al, 2016).

На основі реологічних кривих течії досліджених суспензій було обраховано параметри рівняння Шведова-Бінгама (таблиця 7).

Реологічні параметри суспензій монтморилоніту

| Зразок | Граничне напруження зсуву, τ_0 , Па | Пластична в'язкість, η , Па·с |
|------------------------------|--|------------------------------------|
| ОММТ _p | 2,2 | 0,0051 |
| ОММТ _p /Fe(0,01) | 3,8 | 0,0045 |
| ОММТ _p /Fe(0,025) | 2,4 | 0,0037 |
| ОММТ _p /Fe(0,1) | 1,6 | 0,0032 |

Аналіз одержаних реологічних даних показує, що так само як у дисперсіях органомонтморилоніту, так і в водних дисперсіях залізовмісних композитів формуються тиксотропні коагуляційно-конденсаційні структури, котрі характеризуються достатньо високими значеннями структурно-механічних характеристик. Такі суспензії залишаються псевдопластичними, що забезпечує їх надійне закачування у стінові скважини проникних реакційних бар'єрів та дозволяє їх використовувати у новітніх природоохоронних технологіях, заснованих на знешкодженні забруднених небезпечними органічними та неорганічними токсикантами підземних вод *in situ* (Жданюк, 2019; Zhdanyuk et al, 2016).

Схема очищення підземних вод стабілізованим nZVI на поверхні ОММТ та принцип відбору проб забруднених природних вод показана на рис. 3.

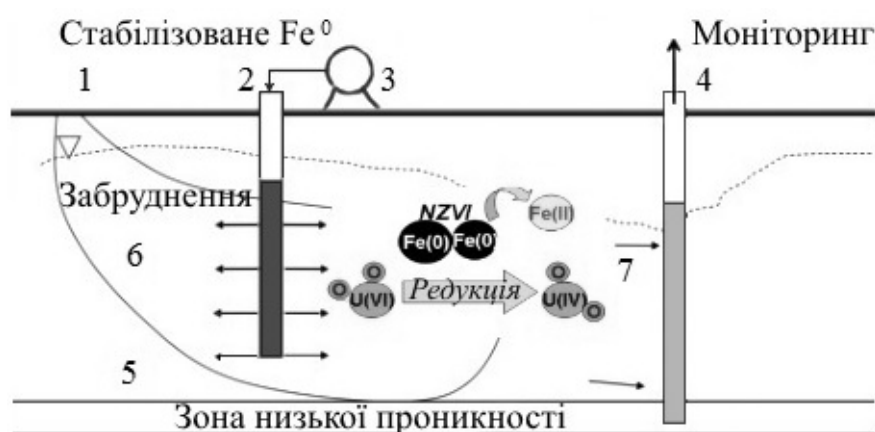


Рис. 3. Схема очищення підземних вод залізовмісними композитами на місці встановлення бар'єру у ґрунті:

- 1 – джерело забруднення; 2 – свердловина для закачування суспензії залізовмісного композиту (стабілізованого nZVI); 3 – насос; 4 – свердловина для проведення моніторингу очищення підземних вод; 5 – зона низької проникності; 6 – забруднена вода; 7 – очищена вода.

Дослідна перевірка композиційних силікатних сорбентів для очищення вод від важких металів та радіонуклідів

Важливим з практичної точки зору є питання про тривалість збереження сорбційної активності одержаних зразків. Вихідна концентрація іонів Со (II) складала 50 мг/дм³, рН=7. Визначено, що всі сорбенти при тривалому зберіганні втрачають свої сорбційні характеристики. Однак, на ступінь зниження останніх суттєво впливають умови їх зберігання. Так, сорбційні характеристики висушених залізовмісних зразків nZVI-ОММТ, що зберігалися в анаеробних умовах без доступу повітря (рис. 4, крива 1), помітно не змінилися протягом достатньо тривалого часу (до 500 годин). В той же час, значне зниження сорбційних властивостей фіксується у зразків, що зберігалися в аеробних умовах, в ексікаторі над водою (рис. 4, крива 3). Незначне зниження сорбційних властивостей спостерігається у зразків, які зберігалися у вигляді вихідної водно-спиртової суспензії, що може пояснюватися сорбцією органічних молекул з формуванням на поверхні наночастинок заліза захисного шару (рис. 4, крива 2) (Жданюк, 2019).

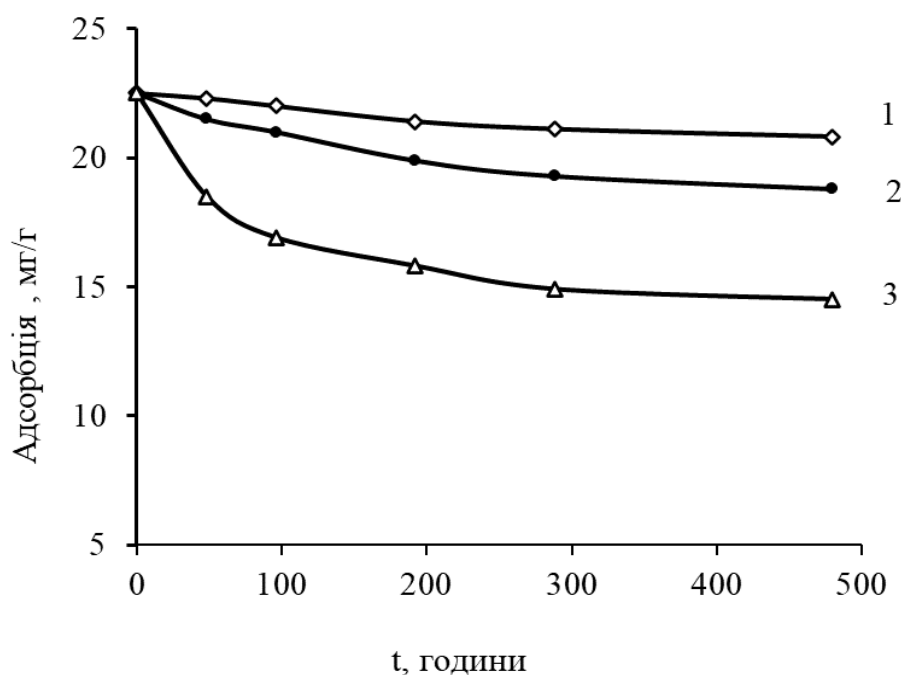


Рис. 4. Залежність сорбційних характеристик залізовмісних сорбентів на основі органомонтморилоніту від тривалості зберігання на прикладі видалення іонів Со (II)
1 – анаеробні умови, 2 – водно-спиртова суспензія, 3 – аеробні умови

Таким чином, можна стверджувати, що отримано стабілізоване nZVI на поверхні органомодифікованої поверхні монтморилоніту. Даний матеріал в анаеробних умовах і у вигляді водно-спиртової суспензії зберігає свої сорбційні властивості тривалий час та може бути використаний в якості ефективного сорбенту для вилучення неорганічних токсикантів як у вигляді порошку, так і у вигляді суспензії (Жданюк, 2019; Ponder, Darab & Mallouk, 2000).

Собцію іонів Cr (VI) отриманими сорбентами представлено на рис. 5. Вихідна концентрація іонів Co (II) складала 50 мг/дм³, рН=7.

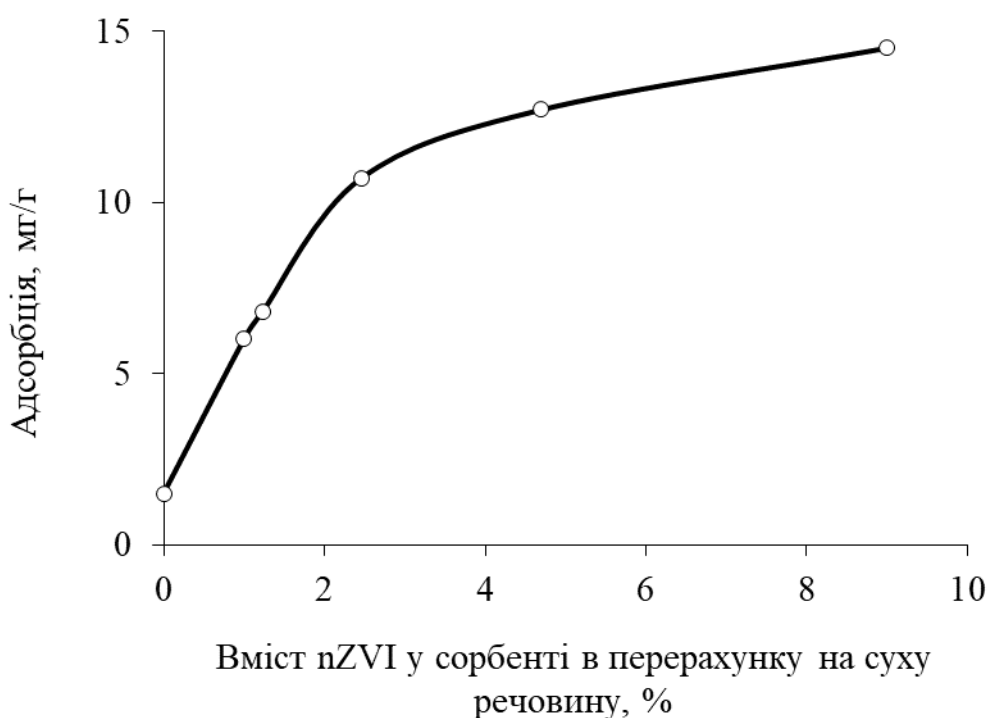


Рис. 5. Вилучення іонів Cr (VI) залізовмісними сорбентами

Лабораторні дослідження сорбційних властивостей синтезованих залізовмісних сорбентів на основі органомодифікованих силікатів доводить їх значну ефективність по відношенню до іонів Cr (VI), Co (II) та U (VI) у порівнянні з вихідними матеріалами, їх органомодифікованими формами, нанорозмірним нуль-валентним залізом, а також залізовмісними композитами на основі вихідних глинистих мінералів.

Перевірка ефективності розробленого сорбенту на модельних водах з вмістом іонів Co (II), Cr (VI) та U (VI) 1 мг/дм³ при рН=7 свідчить, що у всіх випадках вилучення токсикантів досягає норм ГДК (рис. 6) (Жданюк, 2019).

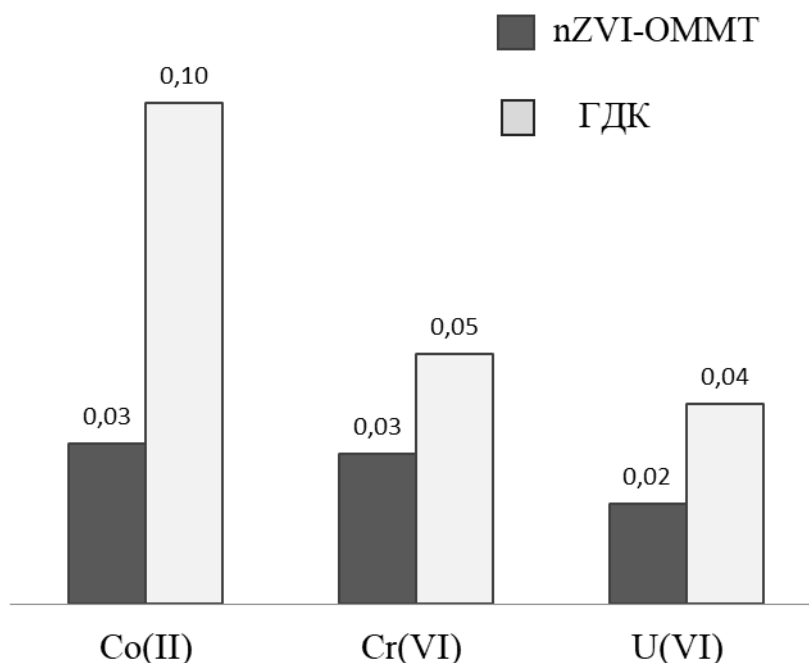


Рис. 6. Порівняння залишкових концентрацій іонів Co (II), Cr (VI) та U (VI) з ГДК, мг/дм³ після очищення вод синтезованими залізовмісними сорбентами

Дослідна перевірка ефективності композиційних сорбентів проведена Українським науково-дослідним та проектно-розвідувальним інститутом промислової технології (м. Жовті Води). Для досліджень використовували залізовмісні композиційні матеріали на основі органомонтморилоніту та проби підземних вод, відібраних в районі техногенного впливу сховища рідких відходів переробки уранових руд Східного гірничо-збагачувального комбінату (м. Жовті Води) (Жданюк, 2019).

Дослідження проводили в статичному режимі за анаеробних умов в атмосфері азоту, тривалість процесу становила 24 год. Результати випробувань наведено в табл. 8.

Результати очищення підземної води від U(VI)

| Сорбент | Концентрація до очищення / після очищення (мг/дм ³) | | | |
|-----------|---|------------------|----------------------------------|-----------|
| | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ + K ⁺ | U(VI) |
| nZVI-OMMT | 410/405 | 148/142 | 401/387 | 0,21/0,02 |

Отримані результати свідчать, що використання запропонованих залізовмісних матеріалів на основі органомонтморилоніту в якості активного завантаження дозволяє зменшити вміст урану в очищених водах до значень менше 0,04 мг/дм³ в очищених водах, що відповідає вимогам норм радіаційної безпеки України (НРБУ-97/Д-2000) для джерел водопостачання (менше 1 Бк/дм³) та підтверджує ефективність використання одержаних матеріалів для вилучення урану (VI) із мінералізованих підземних вод в місцях видобування та переробки радіоактивних уранових руд (Жданюк, 2019).

Таким чином, дослідження підтвердили збільшення обсягів практичного використання природних силікатних матеріалів сприяє комплексному вирішенню питань екології, ресурсозбереження і технології виробництва сорбентів для вилучення іонів U (VI) з водних розчинів.

Технологічна схема виробництва залізовмісних сорбентів на основі органомодифікованого монтморилоніту

На підставі результатів досліджень запропоновано технологічну схему (рис. 6) одержання залізовмісного сорбенту на основі монтморилоніту для очищення підземних вод від забруднення стічними водами переробки уранових руд Східного гірничо-збагачувального комбінату (м. Жовті Води). Одержання композиційного сорбенту базується на використанні дешевої силікатної сировини (природних глин) та доступних реагентів (ферум (II) сульфату), борогідриду натрію, ГДТМА) і не потребує складного технологічного обладнання (Жданюк, 2019).

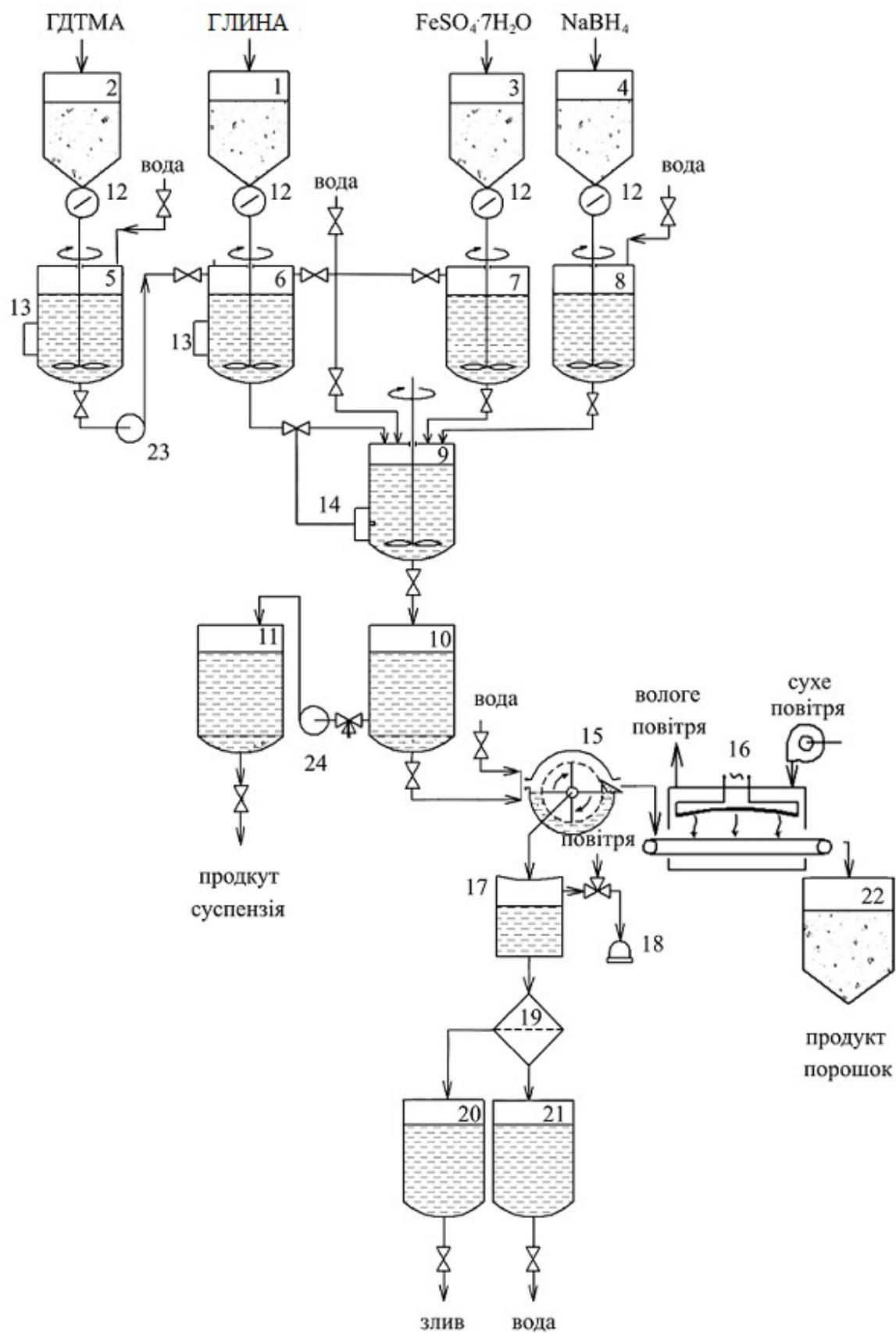


Рисунок 6 – Технологічна схема виробництва залізовмісного нанокompозиту для очищення вод від забруднення радіонуклідами та важкими металами

Пояснення до технологічної схеми:

- 1 – бункер з бентонітовою глиною;
- 2 – бункер з катіонною ПАР (ГДТМА);
- 3 – бункер з реактивом $\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$;
- 4 – бункер з реактивом NaBH_4 ;
- 5 – бак для підготовки розчину ПАР;
- 6 – бак підготовки суспензії бентоніту;
- 7 – бак для підготовки розчину феруму (II) сульфату;
- 8 – бак для підготовки розчину натрій борогідриду;
- 9 – реактор для синтезу залізовмісних сорбентів;
- 10 – накопичувальна ємність;
- 11 – накопичувальна ємність суспензії залізовмісного композиту;
- 12 – вагові дозатори;
- 13 – датчики температури;
- 14 – датчик рівня суспензії;
- 15 – фільтр;
- 16 – сушарка;
- 17 – вакуумний сепаратор;
- 18 – вакуумний насос;
- 19 – блок зворотного осмосу;
- 20, 21 – накопичувальні ємності;
- 22 – накопичувальний бункер сорбенту;
- 23, 24 – насоси.

Висновки

В результаті проведених досліджень отримано стабілізоване нанорозмірне нуль-валентне залізо на органомодифікованій поверхні монтморилоніту. Дослідна перевірка показала, що синтезовані залізовмісні матеріали здатні вилучати іони Cr (VI), Co (II) та U (VI) з модельних вод концентрацією 1 мг/дм³ до рівня ГДК. А також підземних вод, відібраних в

районі техногенного впливу сховища рідких відходів переробки уранових руд Східного гірничо-збагачувального комбінату (м. Жовті Води).

Доведено, що як у дисперсіях органомонтморилоніту, так і в водних дисперсіях залізовмісних композитів формуються тиксотропні коагуляційно-конденсаційні структури, котрі характеризуються достатньо високими значеннями структурно-механічних характеристик. Такі суспензії залишаються псевдопластичними, що забезпечує їх надійне закачування у стінові свердловини проникних реакційних бар'єрів.

Оптимальна ступінь модифікації поверхні монтморилоніту катіонною поверхнево-активною речовиною гексадецилтриметиламоній бромідом склала $0.1 \div 2$, а вміст заліза до 2,4 % у перерахунку на суху речовину.

Використання в якості сорбенту матеріал на основі монтморилоніту є технологічно ефективним, екологічно безпечним та економічно вигідним в умовах України, так як наявна потужна вітчизняна сировинна база покладів глинистих мінералів. Можливість різноманітної модифікації активної поверхні монтморилоніту дає змогу покращити їх селективність, сорбційні та іонообмінні характеристики.

Композити такого типу будуть характеризуватися хімічною активністю по відношенню як до катіонів, так і до аніонів важких металів та радіонуклідів за рахунок одночасної дії сорбційного та відновно-сорбційного механізму вилучення токсикантів: хрому, кобальту, урану тощо.

Одержані сорбційні матеріали можуть використовуватися як при очищенні стічних вод, так і безпосередньо для очищення підземних вод в місцях біля джерел забруднення, наприклад, біля хвостосховищ переробки уранових руд в якості завантаження проникних реакційних бар'єрів.

Список літератури

Bergaya, F., & Lagaly, G. (2013). *Handbook of clay science*. Newnes.

Chen, A., Shang, C., Shao, J., Zhang, J., & Huang, H. (2017). The application of iron-based technologies in uranium remediation: A review. *Science of the*

Total Environment, 575, 1291-1306.

- Dewu, B. B. M., Arabi, S. A., Oladipo, M. O. A., Funtua, I. I., Mohammed-Dabo, I. A., & Muhammad, A. M. (2021). Improvement of Rheological Properties of Bentonitic Clays Using Sodium Carbonate and a Synthetic Viscosifier. *International Archive of Applied Sciences and Technology*, 2 (2), 43-52.
- Di Natale, F., Di Natale, M., Greco, R., Lancia, A., Laudante, C., & Musmarra, D. (2008). Groundwater protection from cadmium contamination by permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials*, 160(2-3), 428-434.
- Frost, R. L., Xi, Y., & He, H. (2010). Synthesis, characterization of palygorskite supported zero-valent iron and its application for methylene blue adsorption. *Journal of colloid and interface science*, 341(1), 153-161.
- Gu, B., Liang, L., Dickey, M. J., Yin, X., & Dai, S. (1998). Reductive precipitation of uranium (VI) by zero-valent iron. *Environmental Science & Technology*, 32(21), 3366-3373.
- Hoag, G. E., Collins, J. B., Holcomb, J. L., Hoag, J. R., Nadagouda, M. N., & Varma, R. S. (2009). Degradation of bromothymol blue by 'greener' nano-scale zero-valent iron synthesized using tea polyphenols. *Journal of Materials Chemistry*, 19(45), 8671-8677.
- Janek, M., & Lagaly, G. (2003). Interaction of a cationic surfactant with bentonite: a colloid chemistry study. *Colloid and Polymer Science*, 281, 293-301.
- Jiang, D., Zeng, G., Huang, D., Chen, M., Zhang, C., Huang, C., & Wan, J. (2018). Remediation of contaminated soils by enhanced nanoscale zero valent iron. *Environmental research*, 163, 217-227.
- Jiang, D., Zeng, G., Huang, D., Chen, M., Zhang, C., Huang, C., & Wan, J. (2018). Remediation of contaminated soils by enhanced nanoscale zero valent iron. *Environmental research*, 163, 217-227.
- Kornilovych, B., Wireman, M., Caruso, B., Koshik, Y., Pavlenko, V., & Tobilko, V. (2009). The use of permeable reactive barrier against contaminated groundwater in Ukraine. *Central Eur. J. Occup. Environ. Med*, 15, 73-85.
- Kornilovych, B., Wireman, M., Ubaldini, S., Guglietta, D., Koshik, Y., Caruso, B., &

- Kovalchuk, I. (2018). Uranium removal from groundwater by permeable reactive barrier with zero-valent iron and organic carbon mixtures: laboratory and field studies. *Metals*, 8(6), 408.
- Li, S., Wu, P., Li, H., Zhu, N., Li, P., Wu, J., ... & Dang, Z. (2010). Synthesis and characterization of organo-montmorillonite supported iron nanoparticles. *Applied Clay Science*, 50(3), 330-336.
- Li, S., Wu, P., Li, H., Zhu, N., Li, P., Wu, J., ... & Dang, Z. (2010). Synthesis and characterization of organo-montmorillonite supported iron nanoparticles. *Applied Clay Science*, 50(3), 330-336.
- Luckham, P. F., & Rossi, S. (1999). The colloidal and rheological properties of bentonite suspensions. *Advances in colloid and interface science*, 82(1-3), 43-92.
- Pang, Z., Yan, M., Jia, X., Wang, Z., & Chen, J. (2014). Debromination of decabromodiphenyl ether by organo-montmorillonite-supported nanoscale zero-valent iron: Preparation, characterization and influence factors. *Journal of Environmental Sciences*, 26(2), 483-491.
- Ponder, S. M., Darab, J. G., & Mallouk, T. E. (2000). Remediation of Cr (VI) and Pb (II) aqueous solutions using supported, nanoscale zero-valent iron. *Environmental science & technology*, 34(12), 2564-2569.
- Prus, V., & Zhdanyuk, N. (2016). Investigation of removal of hexavalent chromium and divalent cobalt from aqueous solutions by organo-montmorillonite supported iron nanoparticles. *EUREKA: Physics and Engineering*, (5), 81-88.
- Shahwan, T., Üzümlü, Ç., Eroğlu, A. E., & Lieberwirth, I. (2010). Synthesis and characterization of bentonite/iron nanoparticles and their application as adsorbent of cobalt ions. *Applied Clay Science*, 47(3-4), 257-262.
- Sun, Y. P., Li, X. Q., Cao, J., Zhang, W. X., & Wang, H. P. (2006). Characterization of zero-valent iron nanoparticles. *Advances in colloid and interface science*, 120(1-3), 47-56.
- Tešan Tomić, N., Smiljanić, S., Jović, M., Gligorić, M., Povrenović, D., & Došić, A. (2018). Examining the effects of the destroying ammunition, mines and

- explosive devices on the presence of Heavy metals in soil of open detonation pit; Part 2: Determination of heavy metal fractions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229, 1-20.
- Tosco, T., Papini, M. P., Viggi, C. C., & Sethi, R. (2014). Nanoscale zerovalent iron particles for groundwater remediation: a review. *Journal of cleaner production*, 77, 10-21.
- Trujillo-Reyes, J., Peralta-Videa, J. R., & Gardea-Torresdey, J. L. (2014). Supported and unsupported nanomaterials for water and soil remediation: are they a useful solution for worldwide pollution?. *Journal of hazardous materials*, 280, 487-503.
- Üzüm, Ç., Shahwan, T., Eroğlu, A. E., Hallam, K. R., Scott, T. B., & Lieberwirth, I. (2009). Synthesis and characterization of kaolinite-supported zero-valent iron nanoparticles and their application for the removal of aqueous Cu^{2+} and Co^{2+} ions. *Applied clay science*, 43(2), 172-181.
- Waybrant, K. R., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (1998). Selection of reactive mixtures for use in permeable reactive walls for treatment of mine drainage. *Environmental Science & Technology*, 32(13), 1972-1979.
- Zhao, X., Liu, W., Cai, Z., Han, B., Qian, T., & Zhao, D. (2016). An overview of preparation and applications of stabilized zero-valent iron nanoparticles for soil and groundwater remediation. *Water research*, 100, 245-266.
- Zhdanyuk, N. (2016). Research of chromium (VI) ion adsorption by montmorillonite modified by cationic surfactants. *Технологический аудит и резервы производства*, 5(3 (31)), 11-15.
- Zhdanyuk, N. V., Kovalchuk, I. A., & Kornilovych, B. (2016). Obtaining stabilized nanodispersed iron based on organophilized montmorillonite.
- Васильев, Н. Г., & Гончарук, В. В. (1992). Природные силикаты. Структура, свойства и реакционная способность. *Киев: Наук. думка*.
- Денісов, Н., Аверін, Д., & Єрмаков, В. (2017). Оцінка екологічної шкоди та пріоритети відновлення довкілля на сході України.
- Жданюк, Н. В. (2016). Вплив температури на адсорбцію Cr (VI)

органомонтморилонітом з водних розчинів та реологічна поведінка суспензій монтморилоніту у присутності катіонних ПАР. *Сучасні проблеми фізичного матеріалознавства. Праці ІПМ ім. І.М. Францевича НАНУ: Серія «Фізико-хімічні основи технології порошкових матеріалів»*. 2016. №1. С. 43–51.

Жданюк, Н. В. (2019). Розробка сорбентів на основі модифікованих глин для захисту вод від неорганічних токсикантів.

Жданюк, Н. В., & Костюк, А. В. (2016). Вплив температури на адсорбцію Cr(VI) органомонтморилонітом з водних розчинів. *Неорганічна хімія, технологія неорганічних речовин та промислова екологія*.

Жданюк, Н. В., Ковальчук, І. А., & Корнілович, Б. Ю. (2018). Сорбція іонів урану (VI) залізовмісними нанокмполітатами на основі монтморилоніту. *Доповіді Національної академії наук України*, (4), 88-93.

Круглицкий, Н. Н., & Круглицкая, В. Я. (1981). *Дисперсные структуры в органических и кремнийорганических средах*. Наукова думка.

Ничипоренко, С. П., Панасевич, А. А., Минченко, В. В., Костенко, Э. А., & Бедношея, М. А. (1978). Структурообразование в дисперсиях слоистых силикатов под общ. ред. СП Ничипоренко. *СП Ничипоренко. Киев: Наукова думка*.

Пилипенко, І. В., Маковецький, О. Л., & Корнілович, Б. Ю. (2013). Структуроутворення в дисперсіях монтморилоніту за наявності четвертинних амонієвих солей. *Наукові вісті Національного технічного університету України Київський політехнічний інститут*, (3), 140-144.

Тарасевич Ю. И., & Овчаренко Ф. Д. Адсорбция на глинистых минералах. Київ: Наук. думка, 1975. 352 с.

Тарасевич, Ю. И. (1981). *Природные сорбенты в процессах очистки воды*. Наукова думка.

PROBLEMS OF USING LIME DUST FOR THE ELIMINATION OF ACID WASTE FROM METALLURGICAL PRODUCTION

Butenko E., Priazovskiy State Technical University, Ukraine, Dnipro-Mariupol,
butenko_e_o@pstu.edu

Voloshin V., Priazovskiy State Technical University, Ukraine, Dnipro-Mariupol,
svlshn52@gmail.com

Kapustin A., Havighurst Center, Miami University, High St. Oxford,
kapusto@miamioh.edu

This article was written during the war in Ukraine

Abstract

The traditional quenching of metallurgical slag with water is accompanied by significant emissions of hydrogen sulfide. It is possible to reduce the amount of hydrogen sulfide emitted by using a suspension, containing calcium oxide or hydroxide. When cooling a gas stream containing lime dust, the reverse process of converting calcium oxide into hydroxide and carbonate occurs. This process is fast and reversible, with the equilibrium shifting depending on the concentrations of the ingredients. This makes the use of lime kiln dust to reduce hydrogen sulfide emissions during slag quenching impossible.

However, the use of calcium oxide to eliminate hydrogen sulfide emissions can be very effective.

The article was prepared before the military events.

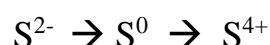
Text of the article

Hydrogen sulfide is one of the most dangerous air pollutants in industrial regions, especially in those where there are chemical and metallurgical enterprises.

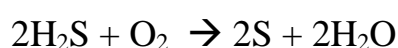
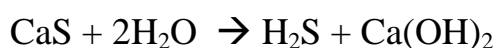
Slag quenching with water and its granulation are traditional methods of slag processing at metallurgical enterprises. Despite the variety of methods and equipment for these processes (Jarnerud, Karasev & Jönsson, 2021; Zvimba, Siyakatshana & Mathye, 2017), in fact, all of them consist in the treatment of hot slag with a large amount of water.

Sulfur in slag is almost always in the form of calcium sulfides CaS, as well as MnS, FeS and MgS. Sulfur content in blast-furnace slags is about 1 %. With water granulation, regardless of the design of the quenching devices, the process is carried out by rapid cooling of the molten slag with water.

When sulfur-containing slag interacts with water and oxygen, sequential oxidation occurs with the formation of hydrogen sulfide, elemental sulfur, and sulfur dioxide:



The higher the degree of oxidation of the resulting compound, the lower the proportion of the resulting product, that is, the maximum hydrogen sulfide can be formed from sulfides, as well as molecular sulfur:



Upon contact with water, its intensive evaporation is formed; moisture evaporates, sulfides and hydrogen sulfide get into the atmospheric air.

The formation of hydrogen sulfide is one of the main sources of air pollution in metallurgical enterprises (Ahmedianova, Bobrova J.B & Ponomariova, 2016; Lebedev, Utkov & Gutema, 2019).

The volumetric release of hydrogen sulfide during slag quenching is determined by the sulfur content in the slag and the amount of water supplied to slag quenching.

The distribution of hydrogen sulfide in the air depends primarily on meteorological conditions and can extend for tens of kilometers (Rehmus, Manka & Upton, 1973).

Hydrogen sulfide, as a pollutant, is constantly in the air of industrial enterprises. Including, and in the city of Mariupol, Ukraine, where there are two metallurgical plants at once.

The average annual excess of MPC, according to official data, is 1.2-1.5 times.

However, monthly studies of our laboratory, conducted since 2012, showed that the concentration of hydrogen sulfide in the city center exceeded the permissible range from 3 to 14 times; concentrations below the MPC have never been recorded.

MPC for hydrogen sulfide in the working area – 10 mg/m³, in a mixture with hydrocarbons – 3 mg/m³. MPC of hydrogen sulfide in the air of populated areas – 0.008 mg/m³. The smell of hydrogen sulfide can be felt at a concentration of 1.4-2.3 mg/m³, a strong odor at 4 mg/m³, a heavy odor at 7-11 mg/m³. The concentration of hydrogen sulfide in the working area during slag quenching can reach 25 mg/m³ (GH 2.2.5.1313-03; Malone Rubright, Pearce & Peterson, 2017; Malone Rubright, Pearce & Peterson, 2017).

For comparison, in the silt fields in the surface layer, the concentration of hydrogen sulfide was 21 mg/m³. Annual averages are shown in Table 1.

Table 1

Exceeding the MPC for hydrogen sulfide

| Year | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 |
|--------|------|------|------|------|------|------|
| Excess | 12,2 | 14,1 | 7,1 | 2,91 | 3,1 | 3,6 |

The measurements were carried out by pumping atmospheric air through a tubular reactor filled with layered double hydroxides for a long time until the sorbents were completely saturated.

Additional studies have shown that for complete adsorption it is enough to pass atmospheric air for half an hour.

Since the source of hydrogen sulfide can only be emissions from metallurgical enterprises, as well as sewage and sludge storage fields, control experiments were carried out – air samples were taken near sewers, at industrial enterprises and in urban areas adjacent to metallurgical plants (Table 2).

Table 2

Sampling locations

| | Sampling site | C, mg/m ³ |
|---|-------------------------------------|----------------------|
| 1 | Slag storage (Sartana) | 0,01 |
| 2 | Sulfide reservoirs at slag storages | 0,08 |
| 3 | Slag processing shop | 0,13 |
| 4 | *Border of the Ilyich plant | - |
| 5 | Sulfide lake dam | 0,36 |
| 6 | slag quenching pit | 9,1 |
| 7 | *Border of the Azovstal plant | 0,01 |

*Samples were taken directly near the borders of factories; the wind was blowing from the side of the enterprises.

Neutralization of hydrogen sulfide can be carried out in various ways, including exotic ones, for example, with an aqueous solution of aldehydes, or with a mixture of amines and furfural, and even with a mixture of monoethanolamine, diethanolamine, and urotropine (Montesantos, Nikbakht Fini, Muff & Maschietti, 2022).

However, calcium hydroxide is most commonly used.

In 2014, the metallurgical enterprise Azovstal, Ukraine, decided to start processing hot slag with solutions of substances that can prevent the release of hydrogen sulfide into the air, for which it was planned to build a special shelter to capture gases and further process them.

For a variety of reasons, mainly due to the cost of the facility, this project was not implemented, but in 2015 both smelters began treating the slag with a calcium hydroxide solution.

It should be noted here that these metallurgical plants are full-cycle enterprises, including limestone kilns at the plants. Lime kilns are equipped with a system for trapping dust from flue gases.

As a neutralizing agent, they began to use the dust accumulating on the filters of the lime burning shop, mix it with water and pour the resulting solution onto hot slag. It was also not clear what to do with the dust from the filters of lime kilns.

This method has been touted as the best technological solution, since two hazardous wastes – lime dust and hydrogen sulfide – must mutually destroy each other, which should lead to both a decrease in lime dust in the air and a decrease in the concentration of hydrogen sulfide.

However, if we estimate the amount of slag that forms, then for slag quenching it will be necessary to consume water containing lime dust in quantities of at least 3000 m³ per hour.

Moreover, the amount of lime dust formed is not enough even to neutralize 5 % of the resulting hydrogen sulfide.

However, two installations were built at two plants for mixing lime dust and supplying the resulting mixture for slag quenching.

The installations were built directly in the places where the slag was extinguished with water.

The peculiarity of the Azovstal metallurgical plant is that it is located right on the shore of the Sea of Azov and uses sea water to extinguish slag and other technological needs.

The slag extinguishing zone is also located on the seashore, as well as the slag storage mountain (Fig. 1).



Fig. 1. Slag mountain on the seashore, 2017 and 2020, Mariupol

To prevent water from extinguishing the slag, as well as precipitation falling on the slag mountain, from falling into the sea, a protective dam was built; polluted

sulfide waters accumulate in an artificial reservoir that arose after the construction of the dam (Fig. 2).



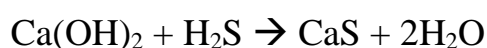
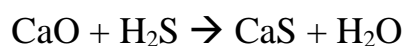
Fig. 2. Sulfide reservoir at the foot of the slag mountain

The flow of the water after slag quenching into the sulfide reservoir is approximately 5200 m³ per day.

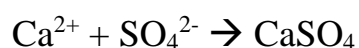
The average annual concentration of sulfides in the sulfide lake is from 460 to 600 g/m³, on average 500 g/m³. Sulphate concentration ranges from 1400 to 1600 g/m³, averaging 1500 g/m³.

To improve the environmental situation, the idea was put forward of the mutual destruction of two hazardous wastes – sulfides in the water of the dam and lime dust.

That is, to eliminate waste by adding lime dust to sulfide water and apply the resulting solution to extinguish the slag. It would seem that it could be simpler:



However, the use of sea water with a high content of sulfates (the average value for the Sea of Azov is 0.03 mol/l) leads to the following reaction:



Due to the enormous difference in acidity (pK_{a1} for sulfuric acid is: -3; pK_{a1} for hydrogen sulfide: +7.12), the interaction of sulfides and hydrogen sulfide with calcium hydroxide or oxide does not proceed, until the sulfates are exhausted. So,

considering the size of the sulfide reservoir and the volume of water after extinguishing, seems unrealistic.

That is, when lime dust encounters water, insoluble sulfates are instantly formed and precipitate out of solution; dough-like mass is formed. Attempts to wash away the mass with a stream of water (all the same water, from a sulfide reservoir) were unsuccessful.

And as can be seen from the table (Table 1), despite the work done to create dust and water mixing plants, the effectiveness of this event was zero. No decrease in hydrogen sulfide emissions into the air was observed in 2015-2016 years.

The management of the plants concluded that the developed technology did not lead to any positive result and the emissions of hydrogen sulfide into the air did not decrease.

To establish the causes, first of all, the lime dust accumulated on the filters of the furnaces was examined and a chemical analysis was performed (Table 3).

Table 3

Chemical composition of lime kiln dust, %

| Plant | CaO | MgO | Al ₂ O ₃ | FeO | C | S | SiO ₂ | MnO |
|----------|------|------|--------------------------------|------|-------|-----|------------------|------|
| Azovstal | 45,1 | 2,34 | 5,01 | 6,15 | 13,12 | 2,1 | 5,99 | 0,39 |
| Ilyich | 36,8 | 2,01 | 4,33 | 7,22 | 15,38 | 2,3 | 8,48 | 1,31 |

It would seem that everything is in order, the amount of calcium and magnesium oxides is enough to neutralize any acidic substances.

However, a suspension prepared from lime dust and water showed a pH value of 8.3. For comparison, we present averaged data on the composition of lime obtained in lime kilns (Table 4) (Campo, Tua, Biganzoli, Pantini & Grosso, 2021).

Table 4

Chemical analysis of lime from lime kilns

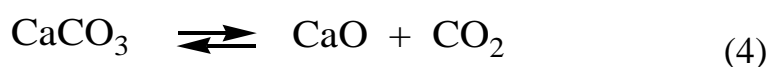
| CaO | MgO | Al ₂ O ₃ | FeO | S | SiO ₂ | MnO |
|-------|---------|--------------------------------|---------|-----------|------------------|-----|
| 92-97 | 0,5-1,0 | <0,5 | 0,3-0,6 | 0,02-0,05 | 0,4-1,6 | 1,6 |

It should also be noted that the content of CaO on the product of lime kilns at metallurgical enterprises exceeds more 90 %.

Immediately, a strong discrepancy in the composition of the main substances catches the eye.

The discussion of this contradiction and the conducted research showed that the main mistake was the incorrect interpretation of the obtained data.

When limestone is fired at temperatures of 1200-1300 °C (above thermodynamic equilibrium – 1080 °C), carbonates decompose reversibly, and calcium oxides are formed:



The carbon dioxide resulting from decomposition and the gas resulting from the combustion of fuel are released into the atmosphere after being filtered and cooled.

From the stoichiometry of the carbonate decomposition reaction, it follows that 44 kg of CO₂ is released per 56 kg of limestone.

In real production conditions, 1.2-1.7 tons of carbon dioxide is formed per 1 ton of lime obtained; considering fuel combustion (Jiang et al., 2019).

The presence of an excess of carbon dioxide and a decrease in the flow temperature by 900 degrees below the thermodynamic temperature triggers the reverse process of converting oxides into carbonates.

That is, the main component of lime dust is not oxides, but carbonates. In addition, there is a small amount, less than 5 %, of calcium hydroxides formed in the cooling zone from oxides and water vapor generated during fuel combustion.

So, if lime dust consisted only of CaCO₃ (molar mass 100 g/mol), then the results of the analysis would show that the content of CaO (56 g/mol) is 56 %. The content of CaO in dust – 45.1 % and 36.8 % – indicates the complete absence of CaO in dust waste from lime kilns.

After receiving the results of the study, the lime dust used to extinguish the slag was replaced with fresh lime, as a result of which the concentration of hydrogen

sulfide in the extinguishing zone decreased from 9.1 mg/m³ to 2.6 mg/m³. Exceeding the MPC during the operation of installations using CaO was not observed.

In addition, this technology made it possible to use not fresh water, but dam water contaminated with hydrogen sulfide and sulfides, as water for preparing the suspension.

The concentration of hydrogen sulfide in the reservoir significantly exceeds the concentration of sulfates, as evidenced by the presence of free hydrogen sulfide.

Calcium oxide first binds hydrogen sulfide in water, and excess calcium oxide binds hydrogen sulfide formed during slag quenching.

The plants are screw mixers fed with water and lime; the resulting mixture is sprayed onto hot slag, which prevents the release of the resulting hydrogen sulfide and its release into the atmosphere.

The commissioning of these units made it possible to immediately improve the situation with atmospheric air pollution, both on the territory of enterprises and in the residential part of the city (Table 1, Table 5).

Table 5

Exceeding the MPC for hydrogen sulfide, 2018

| Month | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 9 |
|-------------------|-----|-----|-----|------|-----|-----|-----|
| Exceeding the MPC | 1,1 | 0,9 | 0,7 | 1,91 | 1,8 | 1,3 | 0,6 |

In addition, the developed technology had an additional environmental effect. It consists in reducing the risk of polluted sulfide waters entering the Sea of Azov (Fig. 1).

Since water for extinguishing coke is taken from the sulfide reservoir and part of the water evaporates during quenching, the level of polluted water in the sulfide reservoir decreases.

This prevents polluted waters from entering the sea both during heavy rains and during snowmelt in spring.

On Fig. 3 shows the decrease in the water level in the sulfide reservoir before and after the implementation of the described technology.



Fig. 3. Fluid level change in a sulfide lake. Left photo – April 2017, right photo – March 2018

Conclusions

Based on the results of the above, the following conclusions can be drawn.

1. When quenching metallurgical slag with water, hydrogen sulfide is released, polluting the atmospheric air.
2. It is possible to reduce the release of hydrogen sulfide during slag quenching by using a suspension containing calcium hydroxide.
3. During the cooling of the gas stream containing the dust of lime kilns, the reverse process of converting calcium oxide into hydroxide and carbonate occurs.
4. The use of lime kiln dust to reduce hydrogen sulfide emissions during slag quenching is impossible. However, the use of calcium oxide to eliminate hydrogen sulfide emissions is very effective.

References

- Ahmedjanova, Z. I., Bobrova, J. B., & Ponomariova, T. B. (2016). Reduction of hydrogen sulfide emissions during granulation of blast furnace slags. *Concept, 11*, 1641-1645.
- Aroca, A., Gotor, C., Bassham, D. C., & Romero, L. C. (2020). Hydrogen Sulfide: From a Toxic Molecule to a Key Molecule of Cell Life. *Antioxidants (Basel)*, 9(7), 1-23. doi: 10.3390/antiox9070621].

- Campo, F. P., Tua, C., Biganzoli, L., Pantini, S., & Grosso, M. (2021). Natural and enhanced carbonation of lime in its different applications: a review. *Environmental Technology Reviews*, *10*, 224-237. <https://doi.org/10.1080/21622515.2021.1982023>
- GH 2.2.5.1313-03. (n.d.). Maximum permissible concentrations (MPC) of harmful substances in the air of the working area
- Jarnerud, T., Karasev, A. V., & Jönsson, P. G. (2021). Neutralization of Acidic Wastewater from a Steel Plant by Using CaO-Containing Waste Materials from Pulp and Paper Industries. *Materials*, *14*, 2653. <https://doi.org/10.3390/ma14102653>
- Jiang, B., Xia, D., Yu, B., Xiong, R., Ao, W., Zhang, P., & Cong, L. (2019). An environment-friendly process for limestone calcination with CO₂ looping and recovery. *Journal of Cleaner Production*, *240*, 118147.
- Lebedev, A. B., Utkov, V. A., & Gutema, E. V. (2019). Interaction of molten blast furnace slag with the solid phase of red sludge. *Proceeding of Higher Educational Institutions. Ferrous metallurgy*, *62* (4), 276-282.
- Malone Rubright, S. L., Pearce, L. L., & Peterson, J. (2017). Environmental toxicology of hydrogen sulfide. *Nitric Oxide*, *71*, 1-13. doi: 10.1016/j.niox.2017.09.011
- Montesantos, N., Nikbakht Fini, M., Muff, J., & Maschietti, M. (2022). Proof of concept of hydrothermal oxidation for treatment of triazine-based spent and unspent H₂S scavengers from offshore oil and gas production. *Chemical Engineering Journal*, *427*, 13102. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131020>.
- Rehmus, F. H., Manka, D. P., & Upton, E. A. (1973). Control of H₂S Emissions During Slag Quenching. *Journal of the Air Pollution Control Association*, *23*(10), 864-869
- Zvimba, J. N., Siyakatshana, N., & Mathye, M. (2017). Passive neutralization of acid mine drainage using basic oxygen furnace slag as neutralization material: Experimental and modelling. *Water Science Technology*, *75*, 1014-1024. doi: 10.2166/wst.2016.579

ВИКОРИСТАННЯ ЗВ'ЯЗУЮЧОГО НАТУРАЛЬНОГО ПОХОДЖЕННЯ ДЛЯ УДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ СТВОРЕННЯ ПАЛИВНИХ БРИКЕТІВ ІЗ ДЕРЕВНИХ ВІДХОДІВ

Мальований М.С., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н.,
завідувач кафедри ЕЗП, Україна

Вронська Н.Ю., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н.,
доцент кафедри ЕЗП, Україна

Тимчук І.С., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н., доцент
кафедри ЕЗП, Україна

Жук В.М., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н., доцент
кафедри ГВІ, Україна

Мороз О.І., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н., директор
ІСТР, Україна

Abstract

The utilization of wood waste through compaction into fuel briquettes is being considered. To serve as an astringent, sulfate soap, a substantial waste product from the pulp and paper industry, is suggested. It has been demonstrated that by incorporating a binding agent into the raw material, it is feasible to produce briquettes at lower pressures while maintaining the required structural integrity. A suitable approach for introducing the binding agent involves pre-mixing it with the wood waste. The optimal concentration of the binder for fuel briquettes is determined to be 6 %. The use of the binder has led to a 40 % reduction in engine power and a 10 % increase in the density of the resulting fuel briquettes.

Вступ

Проблеми захисту довкілля загострюються з розвитком людського суспільства і їх вирішення стає проритетним завданням для подальшого

існування людства взагалі. Успішне вирішення проблем захисту довкілля включає використання адсорбційних технологій (Kostenko, Melnyk, Matko & Malovanyu, 2017; Malovanyu, Petrushka K., Petrushka I., 2019) та біологічних методів (Jozwiakowski et al., 2020; Malovanyu et al., 2021) для очищення водних середовищ, ефективний моніторинг гідросфери (Odnorih, Manko, Malovanyu & Soloviy, 2020; Magas, Trokhymenko & Vlahodatnyi, 2018), утилізацію осадів стічних вод (Тумчук et al., 2020a; Тумчук et al., 2020b; Тумчук et al., 2021), захист довкілля від негативних впливів гірничохімічної промисловості (Кныш & Карабун, 2014) та нафтових забруднень (Karabyn, Popovych, Shainoha & Lazaruk, 2019) та багато інших аспектів. В аспекті захисту атмосфери від забруднень енергетичними установками важливим є використання в енергетичних цілях побутових та промислових відходів, розширення у загальному енергетичному балансі відновлювальних джерел енергії, зокрема із використанням біомаси як джерела енергії.

Перспективним є використання біомаси для приготування паливних брикетів, технології використання яких у енергетичних установках в достатній мірі досліджені та впроваджені. В різних країнах світу проводяться пошуки ресурсів для виготовлення паливних брикетів, оптимального складу сировини, технологій формування брикетів, їх транспортування, зберігання та дозування в енергетичні установки. Використання для цих цілей промислових, сільськогосподарських та побутових відходів є пріоритетним завданням, оскільки в цьому випадку вдається локалізувати екологічну небезпеку від неконтрольованого накопичення цих відходів і одночасно отримати ресурси для відновлювальних джерел енергії.

Велика кількість дослідників вивчали різні варіанти використання деревних відходів для створення паливних гранул та брикетів. Зокрема використання деревних відходів для створення паливних брикетів досліджували (Malovanyi, Atamaniuk & Bat, 2006; Masikevych et al., 2019). Як зв'язуюче автори пропонують використовувати відходи виробництва паперу

(сульфатне мило, основною складовою якого є натрієві солі жирних смоляних кислот та солі окси-кислот – продукт розкладу деревини). Автори Roy & Kundu (2023) пропонують використовувати в якості сировинної суміші для отримання паливних брикетів хвою сосни. Як звязуюче дослідники розглядали різні комбінації: а саме тваринний жир, патока, бентонітовий порошок, крохмаль. Розглядались п'ять різних співвідношень цих компонентів (від 1 % до 20 %) для підвищення вяжучих властивостей суміші для формування брикетів. Встановлено, що брикет з вмістом тваринного жиру 20 мас. % має найкращу якість серед усіх брикетів (густина 462,24 кг/м³ та теплотворна здатність 31,17 МДж/кг). Автори Austine O. Otieno et al. (2022) пропонують використовувати як матеріал для паливних брикетів тирсу із добавкою інших органічних відходів, а в якості вяжучого використовувати патоку (10 %). Брикети мали вищу теплотворну здатність рівну 19,8 МДж/кг, на думку авторів спільне спалювання деревного вугілля з брикетами є багатообіцяючим підходом до отримання безпечної та достатньої теплової енергії. Автори Mendoza Martinez, Sermyagina, de Cassia Oliveira Carneiro, Vakkilainen & Cardoso (2019) пропонують як сировину для брикетів суміш залишків чагарникової кави та соснової деревини. Брикети формували без вяжучого у поршневому пресі за температури 120 °C і тиску 8,27 МПа. Найкращі теплотехнічні та міцнісні параметри брикетів отримували за вмісту у сировині 75 % деревини сосни.

Великий масив досліджень присвячений використанню як сировини для брикетів рослинних сільськогосподарських відходів. Автори Lubwama, Yiga, Muhairwe & Kihedu (2019) пропонують як сировину для карбонізованих біокомпозитних брикетів рисове лушпиння, кавове лушпиння та шкаралупу арахісу в різних пропорціях. Як вяжуче використовувався крохмаль. Теплотворна здатність брикетів коливалася від 16,6 МДж/кг до 22 МДж/кг. Результати міцності при падінні для розроблених композитних брикетів були вище 86 %, що вказує на задовільні характеристики. Автори Pilusa, Huberts &

Muzenda (2013) пропонують як сировину для паливних брикетів використовувати відпрацьовані кавові зерна, кукурудзиння, тирсу, паперову масу та вугільну дрібну фракцію. Вища теплотворна здатність брикетів становила 18,9 МДж/кг, швидкість горіння 2 г/хв, проте не приводяться дані про статистичну чи динамічну міцність отриманих паливних брикетів.

Велика кількість досліджень присвячена використанню і як вяжучого і як елементу паливної суміші гною тварин. Автори Mainkaew, Pattiya & Jansri (2023) досліджували можливість отримання паливних брикетів із використанням посліду слона. Такий спосіб утилізації може збільшити цінність слонячого гною і може бути використаний у відповідь на вимогу належної утилізації великого об'єму гною, що утворюється в таборах для слонів. Отримані брикети мали високу теплотворну здатність (17 МДж/кг) і підвищували загальну теплову ефективність печі на 22 %. Дослідження викидів показало, що при спалюванні брикетів вивільнявся переважно CO₂ ($5,49 \times 10^4$ ppm), тоді як вміст інших газів був незначний. Складний комплексний сировинний склад для виготовлення паливних брикетів пропонують (Song, Zha, Tang & Chang, 2019). Брикет коров'ячого гною був виготовлений за технологією брикетування холодним пресом шляхом змішування вугілля та коров'ячого гною як сировини, суміші нітрату калію, діоксиду марганцю та лимонної кислоти як стимулятора горіння, суміші кальмогастрину та молібдену як подавителя диму, натрію гумату і червоної глина як вяжучого і підкисленого оксиду кальцію як десульфуратора. Теплотворна здатність брикету становила 19,1 МДж/кг, вміст золи – 29,5 %, вміст летких речовин – 13,0 %, а ступінь десульфурації досягала 70,02 %.

Автори Czeakała et al. (2018) пропонують двохетапну переробку твердої фракції целюлози (промисловий багатотонажний відхід). На першому етапі пропонується отримувати біогаз, а дигестат використовувати для отримання твердого біопалива, теплотворну здатність якого, можна порівняти із теплотворною здатністю біопалива, отриманого із тирси. Використання

дигестату для виготовлення паливних брикетів після анаеробного зброджування свинячого та коров'ячого гною досліджували також автори (Ogwang, Kasedde, Nabuuma, Kirabira & Lwanyaga, 2021).

Експериментальна частина

Формування брикетів проводили на експериментальній установці, що зображена на рис. 1. Необхідний тиск стиснення деревної маси створювався гідравлічним пресом, в який поміщали прес-форму для формування брикету. У пристрій поміщали вихідні речовини з певним складом.

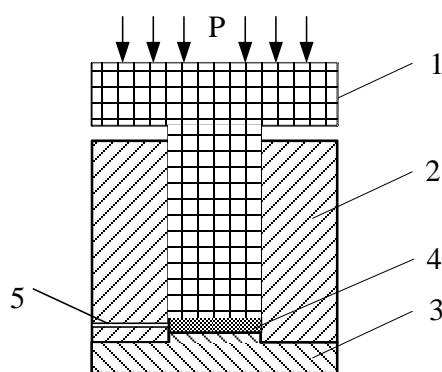


Рис. 1. Експериментальна установка для формування паливних брикетів: 1 – поршень; 2 – матриця; 3 – основа; 4 – композиція; 5 – дренажний отвір.

Для пресування брикету засипали постійну наважку відходів деревини та розраховану наважку зв'язувальної речовини. Як зв'язуюче згідно рекомендацій (Malovany et al., 2006, Masikevych et al., 2019) використовувались відходи виробництва паперу (сульфатне мило, основною складовою якого є натрієві солі жирних смоляних кислот та солі окси-кислот – продукт розкладу деревини). Експерименти проводили із перемішуванням компонентів, або із подачею зв'язуючого компоненту в центр деревних відходів без перемішування. Підготовлену масу засипали в пристрій для формування брикету, після чого його поміщали в гідравлічний прес, де створювався тиск, який формував брикет. Під час проведення експерименту через дренажний отвір виділявся зайвий зв'язуючий компонент із дрібною фракцією деревних

відходів. Після досягнення заданого тиску сформовану суміш витримували впродовж 10 с для остаточного склеювання частинок деревних відходів. Далі готовий брикет випресовували та визначали його фізичні показники: масу, висоту, густину.

Встановлення статичної міцності брикету проводилися на приладі МІІІ-100 (Sanytskyi & Shevchuk, 2001). Зразок встановлювали на опори приладу так, щоб його горизонтальні під час виготовлення грані були у вертикальному положенні. Зразки розміщувалися між двома стандартними металевими пластинками площею $25 \cdot 10^{-3} \text{ м}^2$ так, щоб бічні грані, які під час виготовлення прилягали до стінок форми, розміщувалися на площинах пластинок.

Межу міцності стиску окремого зразка вираховували як частку від ділення величини руйнівного навантаження P (Н) на робочу площу зразка S (м^2), відповідно до формули:

$$R = \frac{P(H)}{S}$$

Результати досліджень та їх обговорення

Ефективність брикетування оцінювали за такими критеріями: максимальна густина брикету, мінімальна втрата маси під час формування, висока статична та динамічна міцність. Перед пресуванням деревних відходів із отриманням паливних брикетів в склад сировинної маси додавали різне відсоткове співвідношення зв'язуючої речовини в межах від 4 до 20 %. За умови високих концентрацій (більших за 6 %), відбувалося значне видалення зв'язуючої речовини через дренажні отвори, що у деяких випадках приводило до 50 % втрат, що є недопустимим. Тому в наступній серії експериментів було розглянуто менші концентрації (від 4 до 6 %).

На рис. 3-5 зображені результати експериментів із додаванням 4 %, 5 % та 6 % зв'язуючої речовини та визначенням густини брикету відповідно.

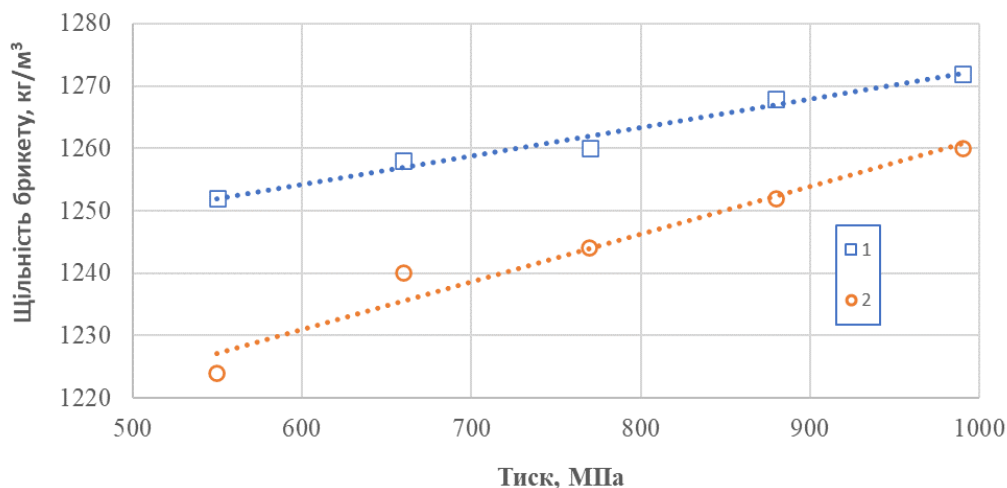


Рис. 3. Зміна густини брикету за умови додавання 4 % зв'язуючої речовини залежно від тиску: 1 – подача зв'язуючої речовини в центр суміші; 2 – за умови перемішування суміші

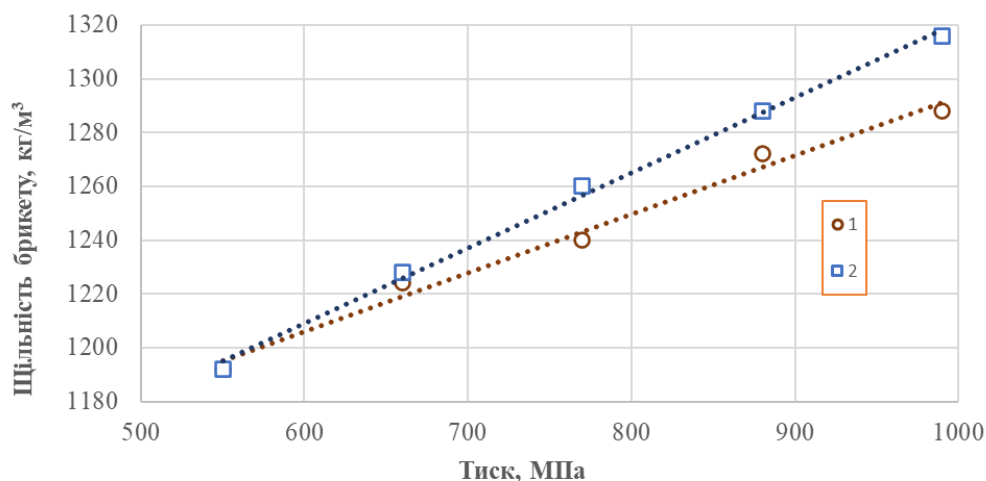


Рис. 4. Зміна густини брикету за умови додавання 5 % зв'язуючої речовини в залежності від тиску: 1 – подача зв'язуючої речовини в центр суміші; 2 – за умови перемішування суміші

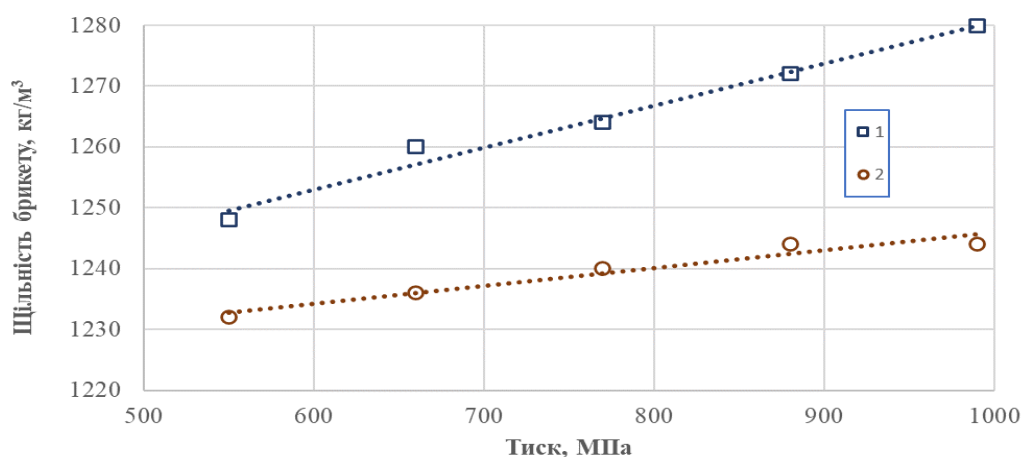


Рис. 5. Зміна густини брикету за умови додавання 6 % зв'язуючої речовини в залежності від тиску: 1 – подача зв'язуючої речовини в центр суміші; 2 – за умови перемішування суміші

Як видно із результатів досліджень, із збільшенням кількості зв'язуючої сировини, яка додавалась у сировинну суміш перед початком пресування, густина брикету зростала. Це зумовлювалось кращими склеювальними властивостями, яких надає зв'язуючий компонент. у зрівнянні із брикетами, в яких не було зв'язуючої речовини. В процесі формування брикету відбувалися втрати прес-маси через дренажний отвір, величину якої визначали як різницю маси суміші до та після формування. Результати зображені на рис. 6.

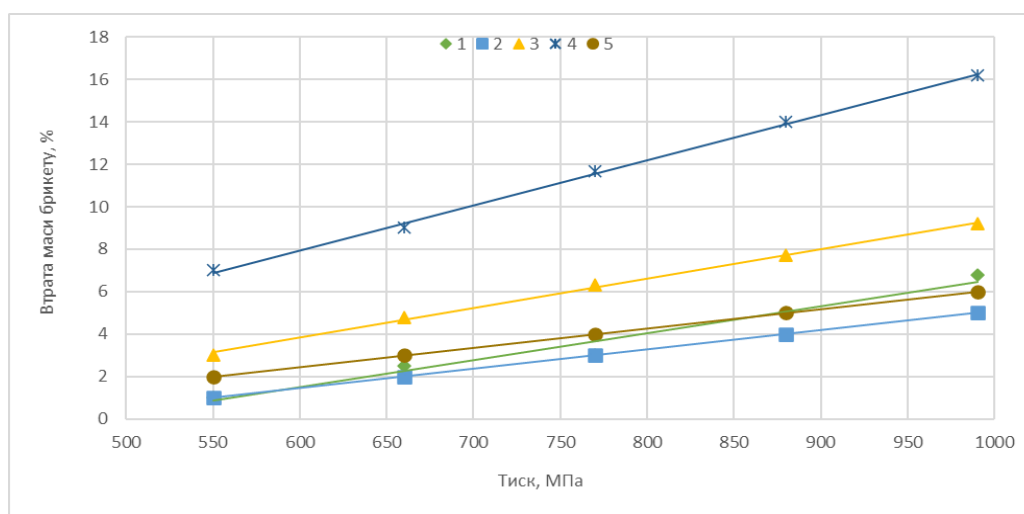


Рис. 6. Зміна втрат маси брикету за умови додавання зв'язуючої речовини в залежності від тиску: 1 – подача 4 % зв'язуючої речовини в центр суміші; 2 – перемішування 4 % і 5 % зв'язуючої речовини з деревними відходами (експериментальні дані 2 серій досліджень співпадають); 3 – подача 5 % зв'язуючої речовини в центр суміші; 4 – подача 6 % зв'язуючої речовини в центр суміші; 5 – перемішування 6 % зв'язуючої речовини з деревними відходами

За результатами експериментів (рис. 6) можна зробити висновок, що найбільш доцільним методом подачі зв'язуючої речовини є перемішування; завдяки цьому досягається рівномірне розподілення зв'язуючої речовини у всій масі деревних відходів, що своєю чергою зменшує втрати маси під час формування брикету. Результати експериментів свідчать, що густина брикету, а відповідно і динамічна міцність брикету збільшуються у випадку додавання зв'язуючої речовини. Це зумовлено кращим склеюванням частинок деревини між собою, що своєю чергою перешкоджає руйнуванню брикету під час

транспортування. І чим вища динамічна міцність брикету, тим менше брикет втратить своєї маси під час транспортування.

Визначення статичної міцності брикету за умови додавання різних концентрацій зв'язуючої речовини зображені на рис. 7. Із рисунку видно, що статична міцність зростає в тих брикетах, у яких відбувалося перемішування зв'язуючої речовини із деревними відходами. Це зумовлено кращим розподілом зв'язуючого в межах об'єму брикету із утворенням армувального каркасу з деревини, а зв'язуюча речовина не давала йому розпастися (Masikevych et al., 2019). Збільшення кількості вяжучого більше 6% недоцільне. Оскільки у цьому випадку збільшується втрата його в процесі пресування брикету із виносом з зони пресування дрібнодисперсної фракції деревних відходів.

На підставі отриманих результатів експериментів, можна зробити висновки, що в процесі реалізації технології формування брикетів високого тиску у випадку використання зв'язуючої речовини:

- зростає їх густина;
- зростає їх теплотворна здатність;
- збільшується їх динамічна та статична міцність;

Слід також зазначити, що ефективність впливу вяжучої речовини на формування брикетів посилюється за умови попереднього перемішування її із деревинними відходами.

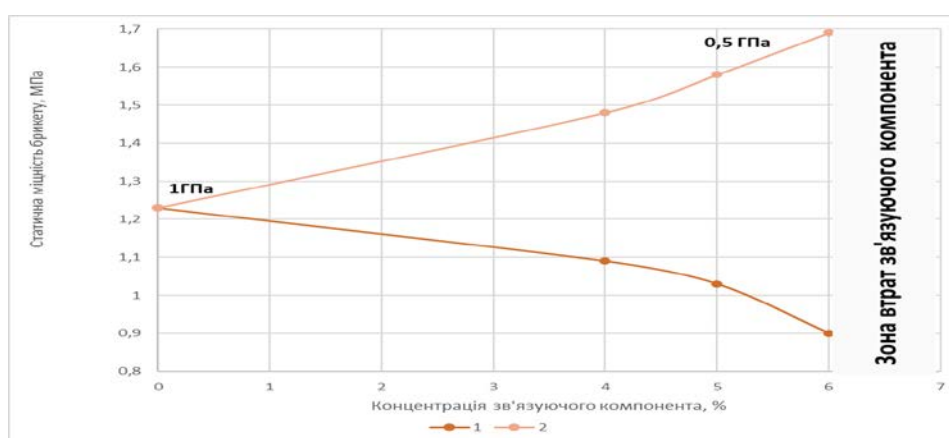


Рис. 7. Зміна статичної міцності брикету в залежності від концентрації зв'язуючого:
 1 – подача зв'язуючого компонента в центр суміші,
 2 – перемішування зв'язуючого компонента з деревними відходами

Механізм пресування гранул із відходів деревини складається із декількох послідовних стадій. На початкових етапах ущільнення вихідної сировини здійснюється внаслідок мінімізації вільного об'єму між частинками сировини. В подальшому піддаються деформаційним змінам безпосередньо самі частинки і за рахунок цього процес ущільнення поглиблюється, що супроводжується ефектом молекулярного зчеплення. Збільшення тиску на кожному із наступних етапів пресування викликає появу як пружних, так і пластичних деформацій. Це, в свою чергу, ще більше посилює молекулярне зчеплення між дрібнодисперсними частинками. Позитивним наслідком цього є збільшення міцності брикету. Аби забезпечити необхідну міцність брикету, процес пресування в існуючих технологіях проводять під тиском 100-200 Мн/м². Експерименти показали, що для мінімізації енергетичних затрат на виготовлення брикетів та забезпечення їхньої високої міцності доцільно до дрібнодисперсних частинок відходів деревини додавати в'язучі добавки. В цьому випадку аналогічну якість брикетів отримують із тиском 10-50 Мн/м² (Masikevych et al., 2019).

Оскільки у методі пресування застосовують високі тиски, доцільно таким методом виробляти не дрібні, але і більші за розміром паливні брикети, які можна після формування розділяти на окремі шматки. Технологічний процес виготовлення крупних брикетів складається із таких же стадій, що і процес виготовлення невеликих за розміром брикетів, але, на відміну від нього, в технологію введена стадія охолодження. Етапи формування крупних брикетів:

- подрібнення сировини (за необхідності);
- сушіння;
- брикетування;
- охолодження;
- просіювання;
- зберігання / (упаковка).

Зміст стадії пресування та охолодження:

1. Пресування брикетів проводять за допомогою преса-гранулятора.
2. Охолодження є дуже важливим етапом під час виробництва крупних брикетів. Після пресування температура брикетів становить приблизно 90°C. Під час охолодження брикет стабілізується, розплавлений лігнін твердіє на його поверхні, тому форма брикету залишається без змін.

Подяка

Дана публікація підготовлена за підтримки Erasmus+ KA2 (проект 619119-EPP-1-2020-1-NL-EPPKA2-SBHE-JP "Синергія освітніх, наукових, управлінських та промислових компонентів для управління кліматом та запобігання зміні клімату" (CLIMAN)).

Висновки

1. Дослідження показали, що перспективним методом утилізації деревних відходів є їх пресування у паливні брикети із використанням як зв'язуючої речовини натурального походження сульфатного мила – відходу який утворюється в процесі виварювання лізину із деревної маси в целюлозно – паперовому виробництві. Це дозволяє мінімізувати екологічну небезпеку від забруднення довкілля деревними відходами та відходами целюлозно – паперового виробництва, а також отримати якісне біопаливо.

2. Під час використання зв'язуючого компоненту відбувається формування брикетів із меншими тисками, що забезпечує певну статистичну міцність. Зв'язуюча речовина слугує мастилом, що зменшує сили тертя, а отже, енергетичні затрати на їх подолання. Доцільним методом подачі зв'язуючої речовини є його попереднє перемішування із деревними відходами. Найбільш придатна концентрація зв'язуючої речовини для паливних брикетів є 6 %.

3. Використання зв'язуючої речовини дозволило знизити потужність двигуна на 40 %, а також збільшити густину отриманих паливних брикетів на

10 %. Тиск, завдяки якому відбувалося формування без додавання зв'язуючої речовини, становив понад 1 ГПа, з додаванням зв'язуючої речовини – від 500 до 990 МПа.

Список літератури

- Czekała, W., Bartnikowska, S., Dach, J., Janczak, D., Smurzyńska, A., Kozłowski, K., & Mazurkiewicz, J. (2018). The energy value and economic efficiency of solid biofuels produced from digestate and sawdust. *Energy*. 159, 1118-1122. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.06.09>
- Jozwiakowski, K., Bugajski, P., Kurek, K., Saceres, R., Siwiec, T., Jucherski, A., ... Kozłowski, K. (2020). Technological reliability of pollutant removal in different seasons in one-stage constructed wetland system with horizontal flow operating in the moderate climate. *Separation and Purification Technology*. 238, 1-23.
- Karabyn, V., Popovych, V., Shainoha, I., & Lazaruk, Y. (2019). 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. *Petroleum and Coal*, 61(1), 81-89.
- Knysh, I., & Karabyn, V. (2014). Heavy metals distribution in the waste pile rocks of Chervonogradska mine of the Lviv-Volyn coal basin (Ukraine). *Pollution Research Journal Papers*. 33(04), 663-670.
- Kostenko, E., Melnyk, L., Matko, S., & Malovanyu, M. (2017). The use of sulphophtalein dyes immobilized on anionite Ab-17X8 to determine the contents of Pb(II), Cu(II), Hg(II) and Zn(II) in liquid medium. *Chemistry & Chemical Technology*. 11(1), 117-124. <https://doi.org/10.23939/chcht11.01.117>.
- Lubwama, M., Yiga, V. A., Muhairwe, F., & Kihedu, J. (2020). Physical and combustion properties of agricultural residue bio-char bio-composite

- briquettes as sustainable domestic energy sources. *Renewable Energy*, 148, 1002-1016. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.10.085>.
- Magas, N., Trokhymenko, G., & Blahodatnyi, V. (2018). Development of procedure for assessing the degree of environmental hazard from the sources of aquatic environment pollution *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5(10-95), 56-65. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2018.143804>.
- Mainkaew, A., Pattiya, A., & Jansri, S. N. (2023). Optimization of elephant dung green fuel briquette production using a low-pressure densification technique and its characterizations, and emissions. *Bioresource Technology Reports*, 21, 101328. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101328>.
- Malovanyi, M. S., Atamaniuk, V. M., & Bat, R. Ya. (2006). Biokompozytsiia na osnovi vidkhodiv derevyny ta naturalnogo v'iazhuchoho. *Rynok instaliatsii*, 11, 40-41. (in Ukrainian).
- Malovanyy, M., Moroz, O., Popovich, V., Kopiy, M., Tymchuk, I., Sereda, A., ... Soloviy, Ch. (2021). The perspective of using the «open biological conveyor» method for purifying landfill filtrates. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 16(2021), 100611. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100611>.
- Malovanyy, M., Petrushka, K., & Petrushka, I. (2019). Improvement of Adsorption-Ion-Exchange Processes for Waste and Mine Water Purification. *Chemistry & Chemical Technology*, 13(3), 372–376. <https://doi.org/10.23939/chcht13.03.372>.
- Masikevych, A. Yu., Yaremchuk, V. M., Bat, R. Ya., Masikevych, Yu. H., Malovanyi, M. S., & Atamaniuk, V. M. (2019). Utylizatsiia derevnykh vidkhodiv shliakhom vyhotovlennia palyvnykh hranul metodom ekstruzii. *Visnyk NLTU Ukrainy*, 29(1), 93-97. <https://doi.org/10.15421/40290120> (in Ukrainian).
- Mendoza Martinez, C. L., Sermyagina, E., de Cassia Oliveira Carneiro, A., Vakkilainen, E., & Cardoso, M. (2019). Production and characterization of

coffee-pine wood residue briquettes as an alternative fuel for local firing systems in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, 123, 70-77. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.02>.

Odnorih, Z., Manko, R., Malovanyy, M., & Soloviy, K. (2020). Results of surface water quality monitoring of the western bug river Basin in Lviv Region. *Journal of Ecological Engineering*, 21(3), 18-26. <https://doi.org/10.12911/22998993/118303>.

Ogwang, I., Kasedde, H., Nabuuma, B., Kirabira, J. B., & Lwanyaga, J. D. (2021). Characterization of Biogas Digestate for Solid Biofuel Production in Uganda. *Scientific African*, 12, e00735. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e00735>.

Otieno, A. O., Home, P. G., Raude, J. M., Murunga, S. I., & Gachanja, A. (2022). Heating and emission characteristics from combustion of charcoal and co-combustion of charcoal with faecal char-sawdust char briquettes in a ceramic cook stove. *Heliyon*, 8(8), 10272. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10272>.

Pilusa, T. J., Huberts, R., & Muzenda, E. (2013). Emissions analysis from combustion of eco-fuel briquettes for domestic applications. *Journal of Energy in Southern Africa*, 24(4), 30-36. <https://doi.org/10.17159/2413-3051/2013/v24i4a3143>

Roy, M., & Kundu, K. (2023). Production of biochar briquettes from torrefaction of pine needles and its quality analysis. *Bioresource Technology Reports*, 22, 101467. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101467>.

Sanytskyi, M. A., & Shevchuk, H. I. (2001). *Metodychni vказivky do laboratornykh robot z kursu Osnovy tekhnolohii tuhoplavkykh nemetalevykh i sylikatnykh materialiv*. Lviv. Vydavnytstvo Natsionalnoho universytetu Lvivska politekhniky. (in Ukrainian).

Song, A., Zha, F., Tang, X., & Chang, Y. (2019). Effect of the Additives on Combustion Characteristics and Desulfurization Performance of Cow Dung

Briquette. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 143, 107585. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2019.107585>.

Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Chornomaz, N., Popovych, O., Grechanik, R., & Symak, D. (2021). Review of the global experience in reclamation of disturbed lands. *Inzynieria Ekologiczna*, 22(1), 24-30. <https://doi.org/10.12912/27197050/132097>.

Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Zhuk, V., Masikevych, A., & Synelnikov, S. (2020a). Innovative creation technologies for the growth substrate based on the man-made waste - perspective way for Ukraine to ensure biological reclamation of waste dumps and quarries. *International Journal of Foresight and Innovation Policy*, 14(2/3/4), 248-263. <https://doi.org/10.1504/IJFIP.2020.111239>

Tymchuk, I., Shkvirko, O., Sakalova, H., Malovanyy, M., Dabizhuk, T., Shevchuk, O., ... Vasylynych, T. (2020b). Wastewater a Source of Nutrients for Crops Growth and Development. *Journal of Ecological Engineering*, 21(5), 88-96. <https://doi.org/10.12911/22998993/122188>

АНАЛІЗ КОМПОНЕНТНОГО СКЛАДУ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ РІЗНИХ МІСТ УКРАЇНИ

Ілляш О.Е., Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», к.т.н., в.о. завідувача кафедри прикладної екології та природокористування, Україна

Голік Ю.С., Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», к.т.н., професор університету, завідувач кафедри теплогазопостачання, вентиляції та теплоенергетики, Україна

Чепурко Ю.В., Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», аспірантка, асистент кафедри прикладної екології та природокористування, Україна

Серга Т.М., Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», аспірантка, асистент кафедри прикладної екології та природокористування, Україна

Abstract

The article presents the results of the analysis of the studies conducted on the quantitative and qualitative characteristics of household waste generated in the territories of several regional centers of Ukraine. The data on the component composition of domestic waste typical for Ukrainian cities are generalized. The influence of the quality indicators of individual waste fractions on the further choice of operations and methods of household waste treatment within the framework of the waste management system is analyzed. On the basis of the collected data, the expediency and relevance of the experimental studies conducted in the context of the current war in Ukraine, global environmental problems, and the global energy crisis are substantiated.

Вступ

Воєнні реалії, в яких знаходиться Україна сьогодні вимагають першочергового вирішення питань національної безпеки, що в своїй основі містить енергетичну та екологічну складову. Однією із стратегічних цілей нашої держави є вступ до Європейського Союзу в найближчому майбутньому, що є потребує імплементації європейських програм, законів, нормативів, стратегій, концепцій щодо багатьох основних сфер життєдіяльності українського суспільства. Для досягнення поставленої мети органам державної влади необхідно провести ряд реформ та відповідні зміни у національному законодавстві, зокрема й у сфері захисту довкілля.

Стан довкілля та негативний антропогенний вплив на нього є однією з основних проблем, що сьогодні в Україні є надважливими. Дослідження щодо обсягів утворених відходів, їх компонентного (морфологічного) складу та поводження з ними за останні роки набували все більшої актуальності (Проект - Регіональний план управління відходами), тим більше у теперішній час, коли триває війна й можливість забезпечення традиційними ресурсами різних сфер виробництва та господарської діяльності знизилась через стрімке підвищення цін і не завжди можливу доступність традиційного енергетичного ресурсу. Тому, **метою даної роботи** є аналіз та узагальнення результатів існуючих досліджень компонентного (кількісного та якісного) складу побутових відходів обласних центрів України (Вінниця, Чернігів, Львів, Дніпро, Хмельницький, Полтава, Житомир) з подальшим оцінюванням їх ресурсного потенціалу за для можливості їх використання в якості сировини для певних сфер виробництва.

Поряд з цим розглядається можливість заміщення традиційних ресурсів, відновлюваними ресурсами, зокрема ресурсоцінними компонентами побутових відходів, що є основою переходу до економіки замкненого циклу на державному, регіональному та місцевому рівні (Барінов та ін., 2021). У даній роботі використовувалися методи порівняльного аналізу зібраних даних та метод узагальнення й якісного оцінювання результатів для подальшої

можливості визначення ресурсного потенціалу окремих компонентів побутових відходів.

Основний текст

Сьогодні Україна залишається державою з одним із найбільших обсягів утворення та накопичення відходів серед європейських країн, а існуюча система управління відходами є дуже застарілою, та такою, що не відповідає положенням концепції економіки замкненого циклу. Це вимагає підвищеної уваги до вирішення проблем у сфері управління відходами на місцевих/регіональних та національному рівнях. Основний акцент потрібно переносити на регіональний (місцевий) рівень, адже процес децентралізації, що завершено в державі, та вимоги до розробки регіональних планів управління відходами створюють передумови й можливості формування комплексного підходу до вирішення цієї проблеми у кожному конкретному регіоні чи громаді, враховуючи їх специфіку та стратегічні орієнтири розвитку.

Обсяги утворення відходів в Україні та динаміка їх утворення свідчить про їх збільшення, що значно підвищує ризики для навколишнього середовища та потребує нового підходу до управління відходами при забезпеченні економіко-екологічної безпеки в регіонах. В умовах збільшення площ сміттєзвалищ, більша частина яких є несанкціонованими, зростає роль та значення процесів відновлення відходів з метою використання їх ресурсного потенціалу та зменшення їх негативного впливу на навколишнє середовище.

Проблематика, пов'язана зі збиранням, обробленням й захороненням побутових відходів, має аналогічну специфіку практично для всіх областей України. На сьогодні однією з основних причин екологічно небезпечної ситуації в ряді регіонів України є недосконала система збирання й транспортування побутових відходів (далі – ПВ) або навіть її відсутність, яка потребує вдосконалення/створення та постійної адаптації до зростання кількості й різноманіття побутових відходів внаслідок збільшення чисельності

міського населення, зміни обсягу житлового фонду, специфіки роздрібної торгівлі та виробництва (Проект - Регіональний план управління відходами).

Одним із факторів, що визначає ефективність системи управління відходами, є аналіз компонентного (морфологічного) складу відходів та інфраструктури збору та подальшого поводження з окремими видами вторинної сировини з ПВ. Визначення компонентного складу відходів в даний час проводиться у двох напрямках: 1) визначення якісних характеристик компонентного складу ПВ; 2) оцінювання загальних норм накопичення та енергетичних характеристик відходів для впровадження енергозберігаючих технологій.

Вибір технологій переробки ПВ в значній мірі визначається саме їх складом, а також нормами утворення. Найбільш чутливими до складу побутових відходів є такі технології їх оброблення як сортування, рециклінг, біотермічне компостування, спалювання. Відносно менш чутливою до складу відходів є технологія їх захоронення на полігонах за умови дотримання вимог ДБН В.2.4-2-2005.

Входячи з вимог національного законодавства та нагальної потреби в енергетичній автономії на місцевому рівні, впровадження енергозберігаючих технологій, зокрема оброблення/перероблення ПВ, є одним із найбільш актуальних питань. А першою умовою вибору оптимального технологічного рішення є наявність результати досліджень компонентного складу ПВ та енергетичних характеристик їх окремих компонентів.

Відповідно у даній роботі проаналізовані результати досліджень компонентного складу ПВ окремих міст України, більшість яких наведена у проектах Регіональних планів управління відходами на період до 2030 року, а саме для Полтавської, Вінницької, Чернігівської, Дніпропетровської, Хмельницької областей. Систематизовані результати даних досліджень представлено у таблиці 1.

Варто зупинитися на оцінюванні кожного компоненту окремо щодо питомих обсягів їх утворення в загальній масі відходів та визначенні діапазону коливань, властивого для міст України.

Таблиця 1

Компонентний склад побутових відходів, характерний для міст України

| Назва компоненту проби | Найменування населеного пункту | | | | | | | Узагальнено по Україні |
|---|--------------------------------|-------------------------|------------------------------|---------------------------|------------------------|------------------------------|-------------------------|------------------------|
| | м. Вінниця ¹ | м. Житомир ² | м. Чернігів ³ | м. Львів ⁴ | м. Дніпро ⁵ | м. Хмельницький ⁶ | м. Полтава ⁷ | |
| Відсоток від загальної маси, % | | | | | | | | |
| Органічні відходи (овочі, фрукти, відходи садівництва тощо) | 41,39 | 33,33 | 35,7 | 65,1 | 39,36 | 27,02 | 49,7 | 27,02-65,1 |
| Папір і картон | 7,2 | 14,27 | 8,6 | Вторинна сировина 14,2 | 5,74 | 2,5/2,53 | 2,8 | 2,5-14,27 |
| Полімери (пластик, пластмаси) | 9,4 | 22,99 | 10,3 | | 8,97 | 10,35 | 29,4 | 9,4-29,4 |
| Скло | 9,8 | 7,44 | 9,1 | | 8 | 14,29 | 6,3 | 6,3-14,29 |
| Чорні метали | 2,1 | 2,91 | 1,7 | | 1,01 | 0,34 | 1,3 | 0,34-1,3 |
| Кольорові метали | | | | | 0,18 | 0,9 | 0 | 0,18-2,91 |
| Текстиль | - | 0,34 | 1,1 | | 4,03 | 10,19 | 4,8 | 0,34-10,19 |
| Дерево | - | | 0,4 | | 2,53 | 4,86 | 0 | 0,4-4,86 |
| Небезпечні відходи | 0,66 | | - | | - | 0,07 | 1,48 | 1,2 |
| Кістки, шкіра, гума | - | 0,47 | 1,1 | - | 2,21 | - | 1,6 | 0,47-2,21 |
| Залишок побутових відходів після вилучення компонентів | 29,49 | 10,62 | Несортований залишок 32,0 | Інші відходи | Несортований залишок | | 2,9 | 2,9-32,0 |
| | | | | | 10,75 | 6,09 | | |
| Упаковка комбінована | - | | - | - | 2,44 | - | - | |
| Вуличний змет, каміння | - | | - | - | 14,72 | - | - | |
| Зелені відходи | - | 7,64 | - | - | - | 7,84 | - | 7,64-7,84 |
| Будівельні відходи | - | | - | - | - | 11,66 | - | |
| Загальна маса проби ПВ | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

Пояснення до таблиці та коментар до відповідних інформаційних джерел, що були використані в таблиці 1:

¹ – розрахункові дані, отримані методом прийнятих припущень на основі Звіту проекту «Управління відходами – ЄІСП Схід. Стратегія поводження з відходами в Закарпатській області на 15-річний період», 2011 р.; Субрегіональної стратегії поводження з відходами для Полтавської області, 2016 р.; Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. Реформа управління на сході України, 2016 р; звіту за результатами вивчення морфологічного складу ТПВ у Тульчинському цільовому регіоні. Проект DESPRO, 2012 р.; проекту ТАСІС Європейського союзу «Совершенствование системы управления твердыми бытовыми отходами в Донецкой области Украины».

² – результати експериментальних досліджень, проведених у 2009, 2013, 2015 роках щодо морфологічного складу побутових відходів Житомирського міського санкціонованого звалища (Коцюба, 2017).

³ – результати експериментальних досліджень щодо обсягів утворення відходів та їх морфологічного складу, проведені при розробленні Схеми санітарного очищення міста Чернігів, 2014 р.

⁴ – результати досліджень в рамках Проєкту «Дослідження нових впливів на довкілля в умовах епідемії COVID-19 в Україні» реалізовує ГО «Нуль відходів Львів» у партнерстві з ГО «Еколтава» та Дослідницькою агенцією Fama за експертної підтримки міжнародної організації Zero Waste Europe. Упроваджується в межах Ініціативи з розвитку екологічної політики й адвокації в Україні, що здійснює Міжнародний фонд «Відродження» за фінансової підтримки Посольства Швеції в Україні.

⁵ – результати натурних вимірювань морфологічного складу ПВ, проведених Українським науково-дослідним інститутом з розробки та впровадження комунальних програм та проєктів (2017р.) «Дослідження характеристик побутових відходів, що утворюються в житлових будинках м. Дніпра».

⁶ – статистичні дані з Регіонального плану управління відходами (далі РПУВ) у Хмельницькій області на період до 2030 року.

⁷ – результати експериментальних досліджень ГО «Еколтава», проведених у серпні та листопаді 2022 р.

Систематизовані дані в таблиці 1 демонструють наступні важливі аспекти кількісного та якісного складу побутових відходів.

Органічні відходи (харчові, сільськогосподарські відходи, відходи садівництва) складають значну частку від загального обсягу відходів, що коливається в межах від 27,02 % у Хмельницькому до 65,1 % у Львові. В середньому обсяг органічних відходів становить більше 40 % від загальної маси утворених відходів та є компонентом, що має найвищу вологість. Слід зазначити, що вологість побутових відходів – одна з основних їх фізичних властивостей, яка залежить від співвідношення їх основних компонентів (морфології, у першу чергу, кількості харчових відходів та паперу), джерела утворення, сезону року, кліматичних умов, методів збирання та тимчасового зберігання (Барінов та ін., 2021). При потраплянні до загальної маси ПВ вологість негативним чином впливає на інші компоненти: значно збільшує вологість паперу та картону, що знижує в рази їх енергетичний потенціал, забруднює рештками органічного розкладання пластик, скло, метал, текстиль, дерево, зелені відходи, поряд з цим біологічні процеси, що відбуваються з органічними відходами в природних умовах при певних температурах навколишнього середовища, значно підвищують загальну масу відходів. Найбільш оптимальним методом перероблення органічних відходів є рециклінг, а саме компостування та анаеробне зброджування з подальшим застосуванням компосту у сільськогосподарській діяльності у вигляді добрив. Але найбільш оптимальним варіантом поводження з органічними відходами є їх обов'язкове «відокремлення» (роздільне збирання) від усіх інших «сухих» компонентів.

Відходи паперу та картону, вміст яких у загальній масі ПВ коливається в межах від 2,5 % (м. Хмельницький) до 14,27 % (м. Житомир). Слід відмітити, що обсяги даної фракції в значній мірі залежать від типу благоустрою житлової забудови міста і характерним є її значний показник в багатоповерхових будинках, та низький рівень відходів паперу та картону притаманний одноповерховій забудові приватного сектору, де цей ресурс використовується в будинках з пічним опаленням.

Відходи полімерів: найвищий відсоток у загальній масі ПВ спостерігається у дослідженнях в м. Полтава (29,4 %), тоді як найнижчий – 8,7 % у м. Дніпро. Крім того, проаналізувавши динаміку зміни вмісту відходів полімерів в ПВ (за результатами досліджень м. Полтава) приходимо до закономірного висновку щодо впевненого зростання відсотку полімерів у загальній масі відходів, що в першу чергу обумовлено переважним вибором більш зручних й доступних полімерних пакувальних матеріалів різноманітної продовольчої продукції.

Відходи скла: їх вміст у загальній масі ПВ знаходиться в межах від 6,3 % (м. Полтава) до 14,29 % (м. Хмельницький). Даний від відходу є найбільш зручним для повторного використання після здійснення процесів відновлення.

Такі компоненти відходів як текстиль (0,34 % (м. Житомир) – 10,19 % (м. Хмельницький)), *деревина* (0,4 % (м. Чернігів) – 4,86 % (м. Хмельницький)), *шкіра, гума, кістки* (0,47 % (м. Житомир) – 2,21 % (м. Дніпро)) складають незначний відсоток у порівнянні з вищезазначеними, але текстиль й деревина є цінними енергетичними ресурсами, які при виборі методу термічного оброблення (спалювання) можуть бути використані в якості компонентів відновлюваного палива для потреб тепло- та електроенергетики.

Особливу увагу також необхідно звернути на такий компонент як «*зелені відходи*», що утворюються в процесі благоустрою озелених прибудинкових територій та зелених насаджень загального користування. Дослідження, проведені при розробленні проекту «Регіонального плану управління відходами

у Полтавській області на період до 2030 року» дали змогу оцінити потенційні обсяги утворення зелених відходів (Барінов та ін., 2021; Голік та ін., 2023; Ілляш та Голік, 2023) від кожної територіальної громади регіону й встановити їх вагомий потенціал у загальній масі відходів. Даний вид відходу має енергетичну цінність при використанні його як біомаси для забезпечення потреб теплоенергетики або сільського господарства. Тому створення системи відокремленого збирання й вивезення з територій населених пунктів «зелених відходів» є достатньо важливою складовою управління побутовими відходами на місцевих рівнях. Нажаль, на сьогодні у більшості громад в Україні ці відходи окремо не обліковуються, тому їх відсотковий вміст є частиною органічних відходів як відходів садівництва.

Окремо є сенс розглянути таке поняття як *«вторинна сировина»*. Провівши аналіз результатів експериментальних досліджень у м. Львів визначено, що такі компоненти як папір та картон, полімери, чорні та кольорові метали, скло, текстиль і дерево не розділено на окремі фракції, як у випадку з іншими містами, а оцінено в загальному обсязі, показник якого склав 14,2 %. Тобто вищезазначені компоненти розглядаються як вторинна сировина, що є цінним сировинним ресурсом, який потенційно може замінити первинні ресурси для багатьох речовин та матеріалів. Крім того, процес збирання вторинної сировини в одну окрему ємність при сортуванні населенням ПВ є одним із вигідних та ефективних варіантів роздільного збирання, який може бути запропоновано на першому етапі при розробленні систем управління побутовими відходами.

Отже, оцінювання якісних та кількісних характеристик компонентів ПВ надає можливість прогнозування обсягів утворення окремих ресурсоцінних фракцій, що мають енергетичний потенціал та можуть бути використані, наприклад у якості палива для твердопаливних котлів для потреб малої теплоенергетики, а саме: приватних домогосподарств, адміністративних будівель, закладів медичного обслуговування, освіти, громадського харчування

(Голік та ін., 2023; Ілляш та Голік, 2023). Крім того, такі компоненти як папір і картон, текстиль та дерево мають природне походження (біорозкладні елементи) та після нескладної технологічної підготовки можуть бути використані для виробництва брикет. В середньому ці компоненти складають близько 11,5 % (Голік та ін., 2023) від загальної маси ПВ й можуть бути енергетичним потенціалом для автономних енергетичних систем малої потужності (котельні шкіл, садочків, лікарень, адміністративних будівель, житлових будинків, приватних господарств).

Зростання маси енергетичного потенціалу природного походження може бути збільшено за рахунок зелених відходів, що утворюються на територіях громад й здебільшого вивозяться на звалища та полігони, що не враховується в загальному обсязі побутових відходів, і таким чином сприяють збільшенню площі місць видалення відходів.

Компоненти ПВ: пластик, гума, кістки, шкіри разом з компонентами природного походження зазначеними вище можуть піддаватися процесу оброблення, враховуючи європейський досвід використання вищезазначених фракцій у вигляді RDF-палива (Refuse Derived Fuel – тверде вторинне паливо з відходів) (Голік та ін., 2023). RDF-паливо використовується у вигляді: відсортованої і подрібненої паливної суміші, спресованих пелет чи брикетів, в комунальній теплоенергетиці, як альтернативне та поновлюване джерело енергії, забезпечуючи зниження негативного впливу на довкілля і скорочення обсягів захоронення ПВ.

У населених пунктах України головні проблеми у сфері управління твердими побутовими відходами пов'язані із подальшим зростанням їх негативного впливу на навколишнє природне середовище та здоров'я людини через погіршення санітарного стану населених пунктів, зростаючу кількість сміттєзвалищ та полігонів для захоронення відходів, значні обсяги несанкціонованого складування твердих побутових відходів майже на всій території країни. Необхідно відзначити, що накопичення ПВ у всіх регіонах

України і по країні в цілому характеризується тим, що в найбільш густонаселених і промислово розвинутих регіонах з високим відсотком міського населення обсяги відходів, що накопичуються, значно вищі, ніж у сільськогосподарських. При цьому необхідно відмітити, що у структурі ПВ переважають органічні відходи, полімери, папір та картон, а також скло. Встановлена також закономірність: чим більше сільського населення і приватного сектору, тим більший відсоток органічних і харчових відходів. За останні десятиліття відзначається зростання об'ємів пластикових пакувальних виробів та пластикової упаковки харчових продуктів, в основному поліетилену високого та низького тиску, а також поліетилентерефталату (ПЕТ-пляшка) (Насіров, 2018).

Необхідно зазначити, що в основному зміна складу ПВ за сезонами року відбувається через збільшення вмісту харчових відходів в літньо-осінній період. Це пов'язано зі збільшенням споживання населенням овочів і фруктів. Досвід показує, що все більше зростає в складі ПВ кількість паперу та полімерних матеріалів як відходів упакування. Крім того, постійно змінюється вміст склотари.

Морфологічний склад сучасних ПВ значно відрізняється від того, що був кілька десятиліть тому. Широке використання пакувальних матеріалів і напівфабрикатів у повсякденному житті більшості жителів призвело до одночасного зростання вмісту паперу й полімерів. Важливими зовнішніми факторами, що впливають на склад ПВ є кліматичні умови, рівень життя населення і рівень розвитку ринку вторинної сировини. Крім того, морфологічний склад відходів також залежить від специфіки джерел їх утворення, він значно змінюється не тільки з часом, але й залежить від того, на якій конкретній території збираються відходи (місто, сільська місцевість, змішана зона).

Висновки

Сучасна організація управління відходами в Україні має ряд значних недоліків та потребує комплексних і раціональних методів удосконалення з відповідальним й всеохоплюючим впровадженням на регіональному та місцевому рівнях.

Важливими факторами нестабільності, що впливають на компонентний склад побутових відходів населених пунктів й повинні враховуватись при створенні системи управління побутовими відходами на місцевому рівні, є наступні:

1) сезонна залежність утворення органічних відходів і відходів садівництва, що складають значний відсоток від загальної маси побутових відходів, та відсутність застосування сталої практики їх компостування;

2) виражена соціально-економічна нестабільність бізнес сектору, який є значимим утворювачем обсягів відходів (до 10-30 %);

3) специфіка роздрібної торгівлі товарами, яка передбачає використання різноманітних пакувальних матеріалів і напівфабрикатів у повсякденному житті більшості жителів, призводить до зростання вмісту частки відходів паперу й полімерів, а це відповідно викликає збільшення об'ємів утворення ПВ, що накладає специфічні вимоги до системи збирання й вивезення відходів з територій населених пунктів.

Таким чином, враховуючи діючі законодавчі вимоги у сфері управління відходами, першочерговим етапом на місцевому рівні є запровадження системи роздільного збирання твердих побутових відходів на територіях населених пунктів, з мешканцями яких повинна проводитись просвітницька робота щодо розуміння важливості відокремлення відходів, які мають ресурсну цінність. Важливим є також аспект політичної волі органів місцевого самоврядування (далі – ОМС) щодо розуміння потреби у створенні на місцевих рівнях ефективних систем управління відходами на всіх їх етапах, а також спрямування зусиль місцевої влади на вирішення питання мінімізації

негативного впливу на навколишнє середовище полігонів та звалищ ПВ, шляхом зменшення кількості відходів, що підлягають видаленню. Отже, актуальною є задача підвищення рівня персональної відповідальності кожної людини на своєму рівні за вплив відходів як «продуктів» життєдіяльності на стан навколишнього середовища.

Окрім цього ОМС мають всі необхідні права та засоби щодо сприяння й заохочення розвитку місцевого (локального) виробництва матеріалів з вторинної сировини (розвиток галузі рециклінгу ресурсів) (Проект - Регіональний план управління відходами) та використання ресурсоцінних компонентів ПВ в різних галузях господарства. Таким чином, місцеві органи влади можуть знайти ефективні та раціональні варіанти вирішення деяких актуальних завдань: енергетичної незалежності об'єктів малої енергетики, що є вкрай важливим у сьогоденних воєнних реаліях в умовах можливих блекаутів, заміщення природних невідновлюваних дороговартісних традиційних видів палива альтернативними, започаткування економіки замкненого циклу.

Усвідомлення цінності ресурсів, які містять побутові відходи та оцінка їх потенціалу стає можливою при аналізі досліджень щодо реальних обсягів утворення відходів та їх компонентного складу, який проведено в цій роботі.

Список літератури

- Барінов, М. О., Олексієвець, І. Л., Родная, Д. В., Журавель, Т. В., Коломієць, С. В., Козлова, І. А., & Пархоменко, Г. П. (2021). *Практичні аспекти управління відходами в Україні*. Київ: «Поліграф плюс».
- Голік, Ю. С., Ілляш, О. Е., Монастирський, О. М., Чепурко, Ю. В., & Серга, Т. М. (2023). Оцінка енергоресурсного потенціалу територіальних громад Полтавської області як складової енергетичної безпеки. *The 3rd International scientific and practical conference «Scientific research in the modern world» (January 12-14, 2023) Perfect Publishing, Toronto, Canada, 205-215.*

- Ілляш, О. Е., & Голік, Ю. С. (2023). Дослідження ресурсного потенціалу побутових відходів у Полтавській області. *Проблеми охорони праці в Україні*, 39(1-2), 47-54 (in Ukrainian).
- Коцюба, І. Г. (2017). Дослідження морфологічного складу твердих побутових відходів міста Житомира. *Екологічні науки*, 3-4(18-19), 19-23 (in Ukrainian).
- Насіров, М. Ф. (2018). Діагностика ресурсозабезпечення як визначального фактору прийняття рішення щодо реалізації екопроекту з ресайклінгу відходів пластика. *Економічна наука*, 16, 61-66 (in Ukrainian).
- Проект «Регіональний план управління відходами у Полтавській області до 2030 року». (n.d.). [Електронний ресурс]. Retrieved from <https://www.adm-pl.gov.ua/advert/oprilyudnennya-dlya-obgovorennya-proektu-regionalniy-plan-upravlinnya-vidhodami-u-poltavskiy-> (in Ukrainian).

**УПРАВЛІННЯ ТА ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ
СПОЖИВАННЯ У ВОЄННИЙ ЧАС ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ
МОДЕЛЮВАННЯ І ПРОГНОЗУВАННЯ СТАНУ ДОВКІЛЛЯ**

Тітова А.О., аспірант, Кременчуцький національний університет
ім. М. Остроградського, , м. Кременчук, Україна

Харламова О.В., доцент, Кременчуцький національний університет
ім. М. Остроградського, м. Кременчук, Україна

Шмандій В.М., професор, Кременчуцький національний університет
ім. М. Остроградського, м. Кременчук, Україна

Безденських Л.А., доцент, Кременчуцький національний університет
ім. М. Остроградського, м. Кременчук, Україна

Ригас Т.Є., доцент, Кременчуцький національний університет
ім. М. Остроградського, м. Кременчук, Україна

Abstract

We consider waste management and management as an area of environmental security. As a result of the study, the ecological aspects of this branch of activity were analyzed on the example of the operation of the operating MSW landfill in the city of Kremenchuk. The prospective direction of the field of waste management in the region, as well as the state of its financing, are taken into account. Such dangerous factors in the operation of the municipal landfill for the environment as: pollution of groundwater and open dumps of the landfill have been identified. The chemical composition of the leachate formed in the body of the landfill was evaluated and the concentrations of pollutants were compared with the permissible values in wastewater discharged to the city sewer. Priority measures for landfill reclamation were proposed. We analyzed solid household waste landfills from the point of view of resource-energy saving, as an alternative source of energy thanks to the use of the generated biogas, as well as extracted secondary resources.

Вступ

Вивіз сміття на полігони є найбільш розповсюдженим способом видалення відходів з місць їх утворення. Експлуатація полігонів призводить до забруднення навколишнього середовища (Шмандій, Тітова, Харламова та Ригас, 2022). Підписана у 2014 році Угода про асоціацію між Україною та Європейським Союзом, вимагає від кожної області України практичних кроків для впровадження європейських стандартів у сфері управління та поводження з відходами.

Згідно Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року (Order Kabinetu ministriv Ukrainy, 2017), заходистосовно поводження з відходами слід виконувати відповідно до встановленої ієрархії та послідовності, яка прийнята у ЄС:

- запобігання утворенню відходів;
- підготовку до повторного використання;
- перероблення;
- інші види утилізації відходів, у тому числі енергетична утилізація, використання відходів як вторинних енергетичних ресурсів;
- видалення відходів - захоронення їх у спеціально обладнаних місцях/об'єктах та знищення (знешкодження) на установках, що відповідають екологічним нормативам, лише у разі відсутності можливості виконати попередні ступені ієрархії.

Національною стратегією передбачаються спеціальні заходи у сфері поводження з побутовими відходами, до яких належить:

- створення спеціалізованих комунальних пунктів збирання відходів за різними фракціями(небезпечні, органічні, вторинної сировини, великогабаритних та ін.);
- створення мережі пунктів збирання для повторного використання меблів, побутової техніки, одягу та інших товарів, які були у вжитку;
- підвищення рівня перероблення відходів;

- забезпечення будівництва мережі регіональних полігонів, припинення експлуатації, закриття та рекультивацію полігонів і сміттєзвалищ, які не відповідають вимогам екологічної безпеки;

- будівництво мережі сміттєперевантажувальних станцій та ін. заходів у сфері управління відходами, а також ряд змін у діючому законодавстві, таких як вдосконалення нормативно-правової бази з питань організації роздільного збирання усіх видів відходів та їх перероблення і утилізації, розроблення законопроектів про управління відходами, про захоронення відходів, про побутові відходи, відходи упаковки тощо.

Однією із умов реалізації Національної стратегії є створення мережі регіональних полігонів, що мають бути визначені у регіональних та місцевих планах управління відходами.

Як у м. Кременчук так і взагалі у Полтавській області технічне оснащення полігонів не відповідає ні європейським, ні вітчизняним нормативам, слабо розвинені сучасні технології з сортування та вилучення ресурсоцінних компонентів, не знайшли широкого поширення компостування і процес анаеробного зброджування. Основним напрямом поводження з ТПВ залишається їх захоронення на полігонах й видалення у спеціальні місця та об'єкти (Regional program, 2022).

Економічний спад 2020 року, що виник із-за пандемічної кризи COVID-19, завдав негативного впливу зокрема і на сферу поводження з відходами. Заплановані заходи з улаштування полігонів та інфраструктури з утилізації відходів не виконувались. В той же час кількість побутових відходів збільшувалась. В результаті виробництва та використання засобів індивідуального захисту, збільшилась кількість відходів з пластику та медичних відходів.

Широкомасштабне вторгнення Росії в Україну та проведення бойових дій на її території з 2022 року ще більше завдало негативного впливу на сферу поводження з відходами, адже призвело до збільшення об'ємів специфічних

відходів, у т. ч. будівельного сміття з вмістом азбесту і важких металів. Нерідко будівельні відходи, утворені внаслідок бойових дій, насичені токсичними частками порошу, електроніки та акумуляторів, містять деформований пластик. Міграція населення додала додаткове навантаження на місцеві полігони у більш сприятливих регіонах. Натомість, у зв'язку із вимушеною зміною пріоритетів держави у бік оборони, відсутнім незадовільним фінансуванням у галузі поводження з відходами, роботи з улаштування сучасних полігонів та рекультивація діючих майже не відбувається.

У липні 2023 набрав чинності Закон України «Про управління відходами» (Law of Ukraine, 2022), що забороняє з 1 січня 2030 року експлуатацію місць розміщення відходів (полігонів, звалищ) без оснащення системами вилучення та знешкодження біогазу та фільтрату, системами моніторингу викидів в атмосферне повітря та моніторингу забруднення ґрунтів і підземних вод. Але, вимоги цієї статті не застосовуються, якщо суб'єкт господарювання, який здійснює управління місцем розміщення відходів, розробляє і виконує певні заходи щодо приведення існуючого місця розміщення відходів у відповідність до вимог законодавства.

В умовах війни, оцінюючи фінансову складову сфери управління відходами та наявну інфраструктуру в Україні, забезпечити місця видалення відходів усіма необхідним системами захисту довкілля на даний момент неможливо. В той же час, для забезпечення санітарного та епідеміологічного добробуту населення, а також виключення можливості утворення в регіонах стихійних сміттєзвалищ полігони мають функціонувати.

Виходячи з вище викладеного, вважаємо за доцільне розглянути ризики, які можуть призвести до негативних наслідків у разі подальшої експлуатації необлаштованого полігону, а також запропонувати основні першочергові заходи мінімізації негативного впливу полігонів ТПВ на довкілля. В той же час полігони продовжать виконувати свою функцію до моменту отримання необхідних інвестицій для проведення капітальних будівельних робіт.

Перспективи поводження з відходами у регіоні

Розглянемо екологічний стан полігонів Полтавської області. На кінець 2021 р. в області налічувалося: 709 звалищ та полігонів твердих побутових відходів, з них:

1. Звалища, що залишаються у тимчасовій експлуатації як необхідні інфраструктурні об'єкти, й будуть виводитись із експлуатації після введення в дію регіональних об'єктів оброблення відходів на територіях відповідних кластерів – 56 об'єктів.

2. Звалища, що не відповідають санітарним та екологічним вимогам й підлягають першочерговому закриттю – 274 об'єкта.

3. Звалища, які планується вивести із експлуатації у 2025 – 2030 роках – 354 об'єкта.

4. Звалища, що вже закриті та ліквідовані або готуються до ліквідації – 18 об'єктів.

5. Полігони й звалища, що залишаються в експлуатації на період до 2030 року, для подальшої реконструкції або розширення – 7 об'єктів (у т.ч. полігон ТПВ м. Кременчука).

У 2020 році шляхом об'єднання Кременчуцької міської ради (м. Кременчук) та Потоківської сільської ради (села Потоки, Придніпрянське, Мала Кохнівка та Соснівка) була утворена Кременчуцька міська територіальна громада з адміністративним центром в місті Кременчук. Збирання твердих побутових відходів у місті здійснюється за контейнерною схемою. Відходи збирають за наступними компонентами: полімерні відходи, відходи паперу, скло та інше змішане сміття. Збирання твердих побутових відходів за контейнерною схемою у селах не впроваджено.

На території громади налічується 2 офіційних місця видалення ТПВ. Звалище ТПВ у с. Потокі займає площу 1 га, призначене для відходів діяльності установ громадського харчування, технічного обслуговування і ремонту обладнання, приладів та виробів, інших відходів комунальних й аналогічних

неспецифічних промислових, інші. Станом на 01.01.2018 р. загальна кількість прийнятих відходів складала 2569,95 тис. т. Звалище не обладнане захисними спорудами та не відповідає санітарним та екологічним нормам. Видалення відходів здійснюється на відкритій ділянці з періодичним ущільненням та пересипанням ґрунтуза допомоги навантажувача.

Полігон ТПВ розташований у правобережній частині м. Кременчука на Деївській горі. Займає площу 28 га. Полігон приймає побутові та промислові відходи. На даний час більша половина території полігону заповнена і підлягає рекультивації. Близько 10 га залишається для експлуатації на перспективу. Загальна маса накопичених відходів 9 млн. т. Полігон облаштовано системою збирання та утилізації біогазу, але він не обладнаний інженерними спорудами для захисту ґрунтових вод, вилучення і утилізації фільтрату.

З липня 2023 року всі відходи, що утворюватимуться на території всієї Кременчуцької МТГ, будуть направлені для видалення на полігон ТПВ м. Кременчука. Звичайно, це позитивний крок на шляху до організованого збирання відходів, накопичення їх у одному спеціально відведеному місці. В подальшій перспективі буде рекультивовано сміттєзвалище у с. Потоки, що матиме позитивний вплив на довколишнє середовище. Але, в даний час має відбутись навантаження на діючий полігон м. Кременчука. Тому необхідним є розроблення та впровадження першочергових невідкладних заходів по мінімізації впливу діючого полігону на довкілля.

Заходи з охорони підземних вод

Полігон м. Кременчука знаходиться на відстані 1000 м від житлової забудови. Контроль за якістю підземних вод здійснюється з джерелаводопостачання на кар'єрі та питних колодязів, розміщених на присадибних ділянках приватної житлової забудови, нижче міського полігону ТПВ. Геологічна будова площадки полігону ТПВ відносно однорідна і представлена товщиною неогенових пісків та суглинків. Водоносний горизонт

відноситься до неогенових пісків. Глибина залягання рівня ґрунтових вод 55-67 м від поверхні землі. Відходи завозяться на полігон ТПВ спеціальним транспортом, який проходить зважування та радіологічний контроль, після чого відходи надходять на робочу карту, де їх розвантажують. Вивантажені відходи мають бути розрівняні й ущільнені. Захоронення ТПВ здійснюється пошаровим складуванням з глинистими прошарками та прошарками з промислових інертних відходів, які трамбуються бульдозером.

За даними моніторингу стану підземних вод на території житлової забудови в межах впливу полігону ТПВ періодично фіксувалися перевищення нормативних показників за нітратами.

Так як територія полігону неоднорідна і окремі її частини відносяться до III, IV, V зонам по ступеню захищеності підземних вод, це свідчить про те, що фільтрат здатний потрапляти і забруднювати підземні води прилеглої території. Техногенний водоносний горизонт представлено фільтратом, який формується в смітєвому тілі в результаті інфільтрації атмосферних опадів. Фільтрат містить сполуки, що виділяються з відходів у розчиненій та колоїдній формі. Для знешкодження та утилізації фільтрату рекомендуємо використовувати традиційні методи очищення господарчо-побутових та виробничих стічних вод, а також їх комбінації. Вибір методу знешкодження та утилізації фільтрату вважаємо за доцільне визначати індивідуально в кожному конкретному випадку виходячи із характеристик фільтрату і вимог до якості очищеної води.

На території Кременчуцького полігону ТПВ та за його межами відсутні фільтратні озера, мають місце лише поодинокі випадки просочування фільтрату через шар відходів. Такі витіки найчастіше пересихають або вбираються назад у сміття. Але, з урахуванням планованого збільшення об'ємів відходів на полігоні, ситуація може ускладнитись. Результати аналізу хімічного складу фільтрату, який витік та був зібраний у центральній частині полігону, наведено у табл. 1.

Хімічний склад фільтрату

| № п/п | Назва показника | Одиниці вимірювання | Результати вимірювання |
|-------|------------------|---------------------|------------------------|
| 1 | Колір | опис | чорний |
| 2 | Прозорість | см | 0,5 |
| 3 | pH | од.pH | 8,43±0,10 |
| 4 | Амоній-іони | мг/дм ³ | 1595,0±143,0 |
| 5 | Залізо загальне | мг/дм ³ | 11,9±1,4 |
| 6 | Завислі речовини | мг/дм ³ | 180,0±18,0 |
| 7 | ХСК | мгО/дм ³ | 3760,0±53,0 |
| 8 | Хлориди | мг/дм ³ | 2690,0±190,0 |
| 9 | Сульфати | мг/дм ³ | 497,0±45,0 |
| 10 | Сухий залишок | мг/дм ³ | 11980±600,0 |
| 11 | Жири | мг/дм ³ | 2,5±0,8 |
| 12 | Нафтопродукти | мг/дм ³ | 0,189±0,066 |
| 13 | Мідь | мг/дм ³ | 0,01 |
| 14 | Цинк | мг/дм ³ | 0,950±0,228 |
| 15 | Нікель | мг/дм ³ | 0,354±0,064 |
| 16 | АПАР | мг/дм ³ | 1,60±0,38 |
| 17 | Нітрати | мг/дм ³ | 20,5±5,1 |
| 18 | БСК ₅ | мгО/дм ³ | 455,0±91,0 |
| 19 | t ⁰ C | град | 9,9±0,2 |

Отримані дані свідчать про те, що більшість показників не відповідає встановленим нормативам для прийняття на міські очисні споруди на доочищення, тому необхідним є збирання та утилізація фільтрату на території полігону із застосуванням комбінації методів очищення господарчо-побутових та виробничих стічних вод. В умовах обмеженого фінансування, пропонуємо найпростішу споруду для збирання фільтрату – облаштування дренажних водовідвідних каналів та будівництво резервуара-накопичувача у підніжжя діючої частини полігону ТПВ. Збирання фільтрату дозволить уникнути стікання рідини у навколишнє середовище, а також, в майбутньому, стане можливим його подальше оброблення та очищення за сучасними технологіями.

Обґрунтування заходів з часткової рекультивації

Ресурс більшої частини полігону м. Кременчука майже вичерпано. Укоси полігону досягли нормативного значення, а дві карти захоронення відходів із чотирьох вже не експлуатуються. Існує потреба у проведенні робіт з рекультивації закритих карт захоронення відходів та відкриття нових карт. Зазвичай, рекультивація полігонів проводиться в два етапи: технічний (технологічний екран (суглинок), газовий дренаж, геотекстиль, гідроізоляція) та біологічний (дренаж, мінеральний ґрунт, родючий ґрунт).

Одну із небезпек на полігоні становлять відкриті відвали, схильні до спалахів пожеж, що створює додаткові загрози для довкілля і здоров'я людей. Також, відкриті відвали приваблюють комах і гризунів, які здатні переносити хвороби. Вони можуть стати джерелом забруднення атмосферного повітря, виділяючи шкідливі речовини, забруднювати ґрунт та ґрунтові води, природний ландшафт.

Схил без належного вирівнювання може спричинити ерозію ґрунту під дією води та вітру. Ерозія здатна призвести до руйнування частини полігону та розповсюдженню відходів та забруднених матеріалів на значні відстані. Неправильний кут укосу може спричинити зсуви ґрунту і коливання в тілі полігону. Зсуви та обвали полігону спричиняють не тільки негативні наслідки для довкілля, але і загрожують безпеці для життя персоналу, що обслуговує полігон.

В умовах воєнного стану, враховуючи відсутність достатнього фінансування, для вирішення проблеми рекультивації діючої частини полігону вважаємо доцільним виділити декілька першочергових обов'язкових до виконання етапів технічної рекультивації. Дані заходи суттєво знизять небезпеку від експлуатації полігону, при цьому вони не будуть потребувати значних фінансових витрат. Нижче наведені три етапи робіт:

1. Зменшення кута нахилу укосів полігону з використанням інертних відходів та глини.

2. Укріплення укосів полігону інертними відходами.

3. Планування всієї площі полігону інертними матеріалами, які мають щільну структуру, при цьому максимально засипавши тріщини та вирівнявши всю поверхню (Тітова, Харламова, Безденежних та Бігдан, 2021; Titova, Shmandiy, Kharlamova, Rygas & Malovanyu, 2022).

Хоча такий спосіб не є завершеним етапом технічної рекультивації, але, на нашу думку, виконання навіть цих першочергових заходів здатне значно знизити небезпеку при подальшій експлуатації полігону. Вирівняні схили та поверхня полігону допоможуть утримувати відходи в тілі полігону та зменшити ймовірність їх розсипання та розповсюдження за межі полігону. Таким чином буде забезпечено зниження ризику обвалення полігону, зменшення забруднення атмосферного повітря та покращиться естетичний вигляд об'єкту.

Завдяки регулярному дотриманню технології шарування відходів знизиться ризик самозаймання, що справить позитивний вплив на утворення біогазу в тілі полігону.

В свою чергу, вилучення біогазу з міського полігону ТПВ діючою установкою, а також використання його як альтернативного палива для виробництва електроенергії, дозволить зберігати та раціонально використовувати енергію, сприяючи ефективному використанню ресурсів. Це матиме позитивний вплив на енергоресурсозаощадження на місцевому рівні, особливо в умовах війни(Тітова, 2023).

Висновки

За результатами досліджень підтверджено, що експлуатація полігону ТПВ міста Кременчука здійснює негативний вплив на довкілля. Виходячи з того, що достатня кількість спеціально відведених місць для складування відходів, в тому числі, і відходів виробництва, на території Кременчуцької МТГ обмежена, альтернативи для розміщення нового полігону ТПВ немає. Проведено прогнозування розвитку ситуації і доведено, що єдиним способом

вирішення питання управління та поводження з відходами являється рекультивація звалища у с. Потоки та реконструкція міського звалища ТПВ з розробленням інженерного захисту його території, а також рекультивація відпрацьованих карт захоронення відходів.

При первинних невідкладних заходах з рекультивації полігону доцільно використовувати інертні відходи. Прогнозовано, що запровадження даного рішення надасть можливість повторного використання промислових відходів, а також зменшити їх кількість, утилізувавши у безпечний для довкілля спосіб. Це дозволить ефективно планувати площі для захоронення відходів, запобігти можливим зсувам, стабілізувати закриті карти полігону, запобігти розвіянню відходів.

Проведено хімічний аналіз фільтрату. Порівняння з допустимими концентраціями забруднюючих речовин у стічних водах, які скидаються до міської каналізації свідчить про забрудненість фільтрату. Обґрунтовано необхідність будівництва системи збирання та утилізації чи відстоювання фільтрату з подальшим транспортуванням на очисні споруди. У зв'язку із високими концентраціями забруднюючих речовин у рідині і, відповідно, зафіксованими перевищеннями концентрацій нітратів у підземних водах, будівництво необхідно розпочинати у найближчий час.

Прогнозовано, що невиконання вищезазначених заходів може призвести до подальшого забруднення підземних вод, витоку фільтрату, зсуву полігону і засмічення відходами прилеглих територій.

Список літератури

Law of Ukraine. (2022, June 20). *About waste management* (№ 2320- IX). Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2320-20#Text>.

Order Kabinetu ministriv Ukrainy. (2017, November 8). *On the approval of the Management Strategy in Ukraine until 2030*. (№ 820-p). Retrieved from

[https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017National](https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017National%D1%80#Text)
%D1%80#Text.

Waste-

Regional program of environmental protection, rational use of natural resources and ensuring environmental safety with the results of regional advantages of the Poltava region for 2022-2027. (2022). Poltava, Ukraine.

Titova, A. O., Shmandiy, V. M., Kharlamova, O. B., Rygas, T. E., & Malovanyu, M. C. (2022). *Technological aspects of landfill reclamation using industrial waste*. Monograph "Water supply and drainage. Design, construction, operation and monitoring IV, 293-310.

Тітова, А. О. (2023). Утилізація біогазу з полігону побутових відходів як елемент еколого-енергетичної безпеки. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*, 1(138), 41-48.

Тітова, А. О., Харламова, О. В., Безденежних, Л. А., & Бігдан, С. А. (2021). Оптимізація системи управління твердими побутовими відходами у Кременчуцькій територіальній громаді. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*, 3(128), 51-56.

Шмандій, В. М., Тітова, А. О., Харламова, О. В., Ригас, Т. Є. (2022). Забезпечення екологічної безпеки шляхом утилізації відходів буріння. *Науково-технічний журнал*, 1(25), 42-48.

КОНТРОЛЬ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ І ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ СТАЛОГО РОЗВИТКУ КРЕМЕНЧУЦЬКОЇ СОЦІАЛЬНО- ЕКОНОМІЧНОЇ ЗОНИ З ВИКОРИСТАННЯМ ФІТОІНДИКАЦІЇ

Колеснік Д.В., аспірант, Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського, м. Кременчук, Україна

Шмандій В.М., д.т.н., проф. Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського, м. Кременчук, Україна

Харламова О.В., д.т.н., доцент Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського, м. Кременчук, Україна

Безденсєжних Л.А., к.т.н., доцент Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського, м. Кременчук, Україна

Ригас Т.Є., к.т.н., доцент Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського, м. Кременчук, Україна

Abstract

Environmental aspects of sustainable development have recently attracted the attention of scientists. The article is devoted to the control of environmental safety based on the study of the state of plantations in the city of Kremenchuk using the method of fluctuating leaf asymmetry as an indicator. The research was conducted in recreational, residential, transport and industrial areas.

It was found that the state of green spaces in Kremenchuk is heterogeneous and depends on the level of anthropogenic impact. Plants growing near highways and in industrial areas are significantly weaker than those in recreational areas. The main indicator of plant health in the study was the fluctuating asymmetry of the leaf blade of pyramidal poplar and hanging birch. It was found that the integral values of this indicator vary in different parts of the city with different intensities of anthropogenic impact, with maximum values occurring in industrial and transport areas where intense exposure to pollutants is observed.

The results of the study confirm the unfavorable ecological state of certain areas of the technologically loaded city of Kremenchuk, and also indicate the importance of environmental monitoring of environmental pollution and the development of measures to improve the condition of green spaces. The results of the study can be used to improve the methodology and theory of environmental safety and urban environmental protection in order to preserve and restore plant populations in cities.

Вступ

В умовах сталого розвитку зелені насадження є невід'ємною частиною міського середовища, що виконує безліч функцій. Вони не тільки створюють комфортну атмосферу і прикрашають міський ландшафт, а й відіграють важливу роль у забезпеченні санітарії, плануванні простору і підтримці екологічної рівноваги. Рослини сприяють зниженню температури повітря, регулюванню вологості та поглинанню токсичних газів і шуму. Однак рослини також є чутливими до стану довкілля, оскільки вони міцно пов'язані з ґрунтом і нездатні пересуватися. Особливо негативного впливу вони зазнають у міських екосистемах. Велика різноманітність рослин та їх залежність від умов середовища роблять їх об'єктом екологічного моніторингу.

Зміни у фізіології та біогеохімічних процесах рослин призводять до видимих пошкоджень і структурних змін (Ригас, Харламова, Безденежних та Шмандій, 2016). Рослини можуть проявляти хлороз, некроз, змінювати форму та параметри листя, сповільнюватись ріст, відмирати бруньки, а також зазнавати проблем із розмноженням та формуванням пагонів. Онтогенез рослин істотно змінюється, процеси старіння прискорюються, а тривалість життя скорочується (Алексєєва Т.М., 2014).

Міські рослини піддаються впливу геохімічних чинників, а також суттєво змінених абіотичних і біотичних чинників. Коренева система рослин схильна до впливу стресорів, таких як зміна кислотності ґрунту, переущільнення,

забруднення кореневмісного шару токсинами, засолення, нестача поживних елементів і нестача вологи. Наземна частина рослин зазнає впливу таких чинників, як підвищений вміст газоподібних забруднювачів у повітрі (сульфур (4) оксид, вуглеводні, чадний газ, нітроген оксидитощо) та аерозольні домішки, які негативно впливають на метаболічні процеси(Шмандій та Безденежних, 2014). Рослини, як об'єкти фітомоніторингу, відіграють важливу роль у вивченні природних аспектів міського середовища. Вони можуть надати інформацію про короткострокові та довгострокові наслідки впливу забруднюючих речовин на навколишнє середовище. Порогові концентрації забруднювачів, які впливають на рослини і тварин, часто істотно відрізняються. Оскільки існуючі нормативи ґрунтуються на реакціях тваринних організмів, рослини в деяких випадках можуть бути більш чутливими індикаторами (Glińska-Lewczuk & Walna, 2011).

Виходячи з вищевикладеного, констатуємо, що використання реакцій рослин як біоіндикаторів якості міського середовища є важливим напрямком екологічного моніторингу міського середовища. Тому метою даної роботи є контроль стану екологічної безпеки урбанізованих територій методами фітоіндикації.

Методологія та методи оцінки якості довкілля

Як фітоіндикатори обрано тополю пірамідальну (*Populuspyramidalis*) та березу повислу (*BetulapendulaRoth.*). На кожному моніторинговому пункті встановлювали пробні майданчики, на яких вимірювали діаметр (у сантиметрах) дерев за допомогою мірної вилки, а також висоту (у метрах) з використанням електронного екліметра. Для візуальної оцінки використовувався бінокль. Оцінювали густоту листя (у відсотках від нормальної густоти), наявність мертвих пагонів на стовбурі та ступінь пошкодження листового апарату. Під час дендрологічного обстеження отримано дані про розподіл дерев на досліджуваних ділянках відповідно до

категорій стану: I – без ознак ослаблення, II – ослаблені, III – сильно ослаблені, IV – такі, що всихають, V – свіжий сухостій, VI – старий сухостій).

Зовнішній вигляд дерев відіграє важливу роль у визначенні їх життєвого стану. Ми враховували кілька основних ознак, і кожна з них сама по собі могла бути достатньою для зробленого нами висновку.

Обстеження життєвого стану деревних рослин виконували за шкалою В. А. Алексєєва (Бессонова та Іванченко, 2019). Виходячи з даних, отриманих у результаті нашої таксації дерев та оцінки їхнього стану на пробних площах, ми розрахували інтегральний показник відносного життєвого стану деревостанів (позначений як L_n) за допомогою формули:

$$L_n = \frac{100n_1 + 70n_2 + 40n_3 + 5n_4}{N} \quad (1)$$

де L_n – відносний життєвий стан деревостану, розрахований за числом дерев; n_1 – число здорових, n_2 – ослаблених, n_3 – сильно ослаблених, n_4 – дерев, що відмирають, лісоутворювача або лісообутворювача на пробній площі (або 1 га); N – загальне число дерев (включно із сухостоєм) на пробній площі або 1 га (Барабаш, 2019).

Визначення відносної величини асиметрії листя здійснювали наступним чином (Савосько, 2015; Тихенко, Матвєєва та Гроза, 2022):

$$X_A = \frac{|L - R|}{L + R}; \quad \Pi X = \frac{Y_1 + T_2 + \dots + Y_n}{N}; \quad X_I = \frac{\sum Z}{n} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n z_j \quad (2)$$

де: X_A – показник, розрахований для кожного параметра, як різниця між правою та лівою частинами листкової пластинки, ΠX – відносно середня різниця між параметрами для кожного листка; N – кількість параметрів; X_I – інтегральний показник асиметрії, n – кількість листків.

Результати досліджень та їх обговорення

В період з 2021 по 2023 роки виконано дослідження сімдесяти ділянок на території міста Кременчука. Виявлено, що в 75% точок ступінь варіювання цих

даних є середнім або низьким. Спостерігається значущий і високий кореляційний зв'язок між висотою і діаметром ($r > 0,70$). Результати визначення морфометричних показників наведені у таблиці 1.

Таблиця 1

Середні значення морфометричних параметрів дерев
за функціональними зонами

| Функціональна зона * | Висота (H), м | | Діаметр ствола на рівні 1,5 м (D), см | |
|----------------------|----------------|----------------------|---------------------------------------|----------------------|
| | Береза повисла | Тополя пірамі-дальна | Береза повисла | Тополя пірамі-дальна |
| Житлова ЦЧ | 19,0 | 23,0 | 27,6 | 35,2 |
| Житлова СБ | 7,0 | 17,2 | 15,0 | 39,1 |
| Житлова ПС | 11,0 | 21,0 | 32,4 | 37,0 |
| Рекреаційна | 20,0 | 17,5 | 26,1 | 29,5 |
| Транспортна | 13,5 | 16,4 | 30,2 | 34,0 |
| Промислова | 13,3 | 19,2 | 22,0 | 33,5 |
| Фон | 23,0 | 23,0 | 26,0 | 34,0 |
| Фон | 19,0 | 21,0 | 23,0 | 29,0 |

У житловій зоні виокремлено три підзони:

- житлова ЦЧ – центральна частина міста (включно з суспільно-діловою забудовою та "стару" п'ятиповерхову забудову);
- житлова СБ – квартали із сучасною багатоповерховою забудовою;
- житлова ПС – приватний сектор (переважно одноповерхова житлова забудова).

Під час дослідження ми детально описали понад 800 екземплярів тополі пірамідальної та близько 400 екземплярів берези повислої, які ростуть на території міста Кременчука. Крім того, ми звернули увагу на елементи морфології та фізіології цих дерев, спостерігали за їх листками, квітами, плодами та іншими атрибутами. Важливим аспектом нашого дослідження була оцінка стану здоров'я цих дерев та ідентифікація будь-яких можливих ознак захворювань чи стресових впливів, що можуть впливати на їхнє довгострокове виживання.

Результати розрахунків за формулою (1) за даними, що отримані в період з 2022 по 2023 роки, представлено в таблиці 2.

Таблиця 2

Розподіл екземплярів видів-індикаторів за життєвим станом, %

| Вид | Категорія стану | | | | | |
|---------------------|-----------------|------|------|------|-------|----------------|
| | I | II | III | IV | V, VI | L _n |
| Житлова ЦЧ | | | | | | |
| Берега повисла | 6,7 | 86,7 | 6,7 | 0 | 0 | 67,7 |
| Тополя пірамідальна | 58,4 | 39,2 | 0 | 2,5 | 0 | 85,9 |
| Житлова СБ | | | | | | |
| Берега повисла | 31,6 | 63,2 | 0 | 0 | 5,3 | 72,0 |
| Тополя пірамідальна | 86,2 | 13,8 | 0 | 0 | 0 | 95,9 |
| Житлова ПС | | | | | | |
| Берега повисла | 58,8 | 17,6 | 5,9 | 0 | 0 | 73,5 |
| Тополя пірамідальна | 79,5 | 20,5 | 0 | 0 | 0 | 93,9 |
| Рекреаційна | | | | | | |
| Берега повисла | 75 | 15 | 5 | 5 | 0 | 87,8 |
| Тополя пірамідальна | 97,5 | 2,5 | 0 | 0 | 0 | 99,3 |
| Транспортна | | | | | | |
| Берега повисла | 33,3 | 38,9 | 5,6 | 0 | 22,2 | 63,9 |
| Тополя пірамідальна | 35,0 | 55 | 0 | 5 | 5 | 73,8 |
| Промислова | | | | | | |
| Берега повисла | 7,5 | 27,7 | 37,8 | 24,6 | 2,5 | 39,4 |
| Тополя пірамідальна | 11,8 | 29,4 | 41,2 | 5,9 | 11,8 | 49,1 |
| Фон | | | | | | |
| Берега повисла | 87,5 | 12,5 | 0 | 0 | 0 | 96,3 |
| Тополя пірамідальна | 89,6 | 10,4 | 0 | 0 | 0 | 96,9 |

Систематичне вивчення стану рослин виявило: наразі дерева, що ростуть в північній частині міста, перебувають у більш ослабленому стані порівняно з тими, що на правому березі. На півдні більшість дерев не схильні до пригнічення, що становить значну частку популяції. Проте близько 5 % з усього дослідженого масиву тополь пірамідальної форми належать до категорії "сильно ослаблених". За оцінкою стану тополі у житлових і рекреаційних зонах констатуємо, що вони належать до категорії "здорових" (80-100 % індекс життєвості). У транспортній зоні переважають ослаблені екземпляри (50-79 % індекс життєвості), а в промисловій зоні деревні насадження характеризуються як сильно ослаблені (20-49 % індекс життєвості).

Особливо негативний стан відмічено в березових гаях. За винятком рекреаційної зони, більшість насаджень цього виду належить до категорії "пошкоджених", а в промисловій зоні вони вважаються сильно ослабленими.

У зоні впливу викидів забруднення від стаціонарних і пересувних джерел спостерігається сухостій серед видів-індикаторів. Причини всихання та падіння дерев у міських насадженнях зазвичай пояснюються кількома факторами, включно з несприятливими умовами ґрунту, браком догляду, забрудненням ґрунту та повітря, механічними ушкодженнями та впливом фітопатогенів.

Найбільшого стресу зазнають придорожні насадження через інтенсивний вплив викидів від автотранспорту та екстремальні умови ґрунту (особливо внаслідок переущільнення, що призводить до порушення аерації ґрунту), а також лісові масиви, які розташовані поруч із промисловими зонами.

У процесі моніторингу також було зібрано органічний матеріал для подальшого вимірювання показника флуктуаційної асиметрії листя (Карпенко та Бачинська, 2022). Особливість цієї методології полягає в тому, що для оцінювання "здоров'я" екосистеми використовуються показники стану організмів різних видів, а не екосистемні або популяційні показники в чистому вигляді.

Загалом ми обстежили близько 1 200 дерев на території міста Кременчука і проаналізували 6 300 листків за весь період дослідження.

Для кожної ознаки ми обчислювали відносні величини асиметрії (формула 2). У таблиці 3 наведено дані за 2021-2023 роки.

Середні значення морфометричних параметрів листкових пластинок

| Вид | Коефіцієнт флуктуаційної асиметрії ($X_A \pm \Pi X$) | | | | | |
|------------------------|--|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------------------|
| | 1-й признак | 2-й признак | 3-й признак | 4-й признак | 5-й признак | Інтегральний показник |
| Житлова ЦЧ | | | | | | |
| Береза повисла | 0,037±0,00 7 | 0,023±0,00 3 | 0,107±0,01 7 | 0,049±0,00 8 | 0,025±0,00 4 | 0,048±0,008 |
| Тополя пірамідальна | 0,031±0,00 5 | 0,030±0,00 5 | 0,147±0,02 5 | 0,099±0,01 6 | 0,041±0,00 7 | 0,069±0,007 |
| Житлова СБ | | | | | | |
| Береза повисла | 0,040±0,00 6 | 0,020±0,00 3 | 0,095±0,01 9 | 0,044±0,00 7 | 0,028±0,00 4 | 0,045±0,005 |
| Тополя пірамідальна | 0,033±0,00 5 | 0,028±0,00 3 | 0,130±0,02 4 | 0,105±0,01 8 | 0,035±0,00 6 | 0,067±0,007 |
| Житлова ПС | | | | | | |
| Береза повисла | 0,030±0,00 6 | 0,022±0,00 4 | 0,076±0,01 0 | 0,049±0,00 6 | 0,033±0,00 4 | 0,042±0,006 |
| Тополя пірамідальна | 0,029±0,00 4 | 0,030±0,00 4 | 0,135±0,02 1 | 0,101±0,01 6 | 0,037±0,00 5 | 0,066±0,006 |
| Рекреаційна | | | | | | |
| Береза повисла | 0,038±0,00 7 | 0,020±0,00 4 | 0,072±0,01 3 | 0,048±0,00 7 | 0,037±0,00 6 | 0,043±0,008 |
| Тополя пірамідальна | 0,036±0,00 4 | 0,032±0,00 5 | 0,148±0,02 7 | 0,112±0,01 9 | 0,050±0,00 7 | 0,076±0,006 |
| Транспортна | | | | | | |
| Береза повисла | 0,037±0,00 6 | 0,022±0,00 4 | 0,110±0,02 1 | 0,057±0,00 9 | 0,042±0,00 8 | 0,054±0,010 |
| Тополя пірамідальна | 0,037±0,00 6 | 0,040±0,00 5 | 0,169±0,02 2 | 0,121±0,01 5 | 0,058±0,00 9 | 0,086±0,007 |
| Промислова | | | | | | |
| Береза повисла | 0,035±0,00 6 | 0,026±0,00 5 | 0,120±0,01 8 | 0,054±0,01 0 | 0,038±0,00 7 | 0,055±0,009 |
| Тополя пірамідальна | 0,032±0,00 4 | 0,033±0,00 5 | 0,187±0,03 2 | 0,122±0,01 8 | 0,064±0,00 9 | 0,087±0,007 |

Встановлено, що інтегральний показник флуктуаційної асиметрії листа пірамідальної тополі варіює від 0,052 до 0,114, а у берези повислої – від 0,003 до 0,115.

Оцінку якості середовища за величиною інтегрального показника

стабільності розвитку здійснювали з використанням таблиці 4.

Таблиця 4

Шкала оцінки якості середовища за величиною інтегрального показника
стабільності розвитку листкової пластинки виду-індикатора

| Бал | Показник стабільності розвитку берези повислої | Показник стабільності розвитку тополі пірамідальної | Ступінь відхилення від норми |
|-----|--|---|--------------------------------------|
| I | <0,040 | <0,059 | Умовна норма |
| II | 0,041–0,044 | 0,060–0,069 | Початкове відхилення від норми |
| III | 0,045–0,049 | 0,070–0,079 | Середній рівень відхилення від норми |
| IV | 0,050–0,054 | 0,080–0,089 | Істотні відхилення від норми |
| V | >0,054 | >0,089 | Критичний стан |

Значення інтегрального показника асиметрії, пов'язані з балом I, зазвичай спостерігаються у вибірках рослин, що ростуть в оптимальних екологічних умовах. Критичні значення показника асиметрії відзначаються в умовах стресу, коли рослина перебуває в стані сильного пригнічення.

За результатами дослідження можна зробити висновок, що екологічний стан довкілля в межах міста Кременчука неоднорідний. Мінімальні значення коефіцієнта флуктуаційної асиметрії листя тополі пірамідальної зафіксовано в паркових районах міста. Спостерігається збільшення значень цього параметра до 5 балів у промислово-транспортних зонах. Це вказує на зниження стійкості розвитку деревних рослин. Зразки, зібрані в південній частині міста Кременчук в районі парку Ювілейного, мали мінімальний коефіцієнт асиметрії. Їх інтегральні значення відповідають двом балам, що є незначним відхиленням від умовної норми.

Дослідження по промисловій зоні північної частини міста та поблизу основних транспортних магістралей, мають значне відхилення від норми. Особливо варто відзначити точки, яка розташовані поруч з однією з головних магістралей міста – проспекту Свободи, де має місце інтенсивний рух автотранспорту.

В останні десятиліття 80-90 % обсягів забруднюючих речовин, що викидаються в атмосферне повітря міста Кременчука, пов'язано з автотранспортом. Вихлопні гази можуть поширюватися від дорожнього полотна на відстань 100-200 м і підніматися до восьмого поверху, особливо завдяки легким фракціям SO_2 і NO_2 .

У результаті обстеження більшої частини території міста Кременчука виділено різні зони за станом екологічної безпеки: критичний стан (11 % точок), значні відхилення (39 %), середні відхилення (25 %), незначні відхилення (18 %) та умовно нормальний стан (7 %). Виходячи зі ступеня погіршення стану міського середовища, виділяємо такі функціональні зони: рекреаційна, житлова ПС, житлова СБ, житлова ЦЧ, транспортна і промислова.

Флуктуаційна асиметрія являє собою випадкові відхилення від двосторонньої симетрії в білатеральних структурах організму. Ці зміни в розвитку організму відображають вплив зовнішніх чинників навколишнього середовища. Оцінка стану урбанізованих територій за допомогою цього показника є швидким, простим і недорогим методом, широко використовуваним для визначення екологічного стресу. Однак збільшення асиметрії також може бути пов'язане з мутаціями та гібридизацією. Тому основним недоліком використання флуктуаційної асиметрії як діагностичного індикатора є складність розрізнення генетичних змін від впливу екологічних факторів.

Флуктуаційна асиметрія є результатом впливу різних стресових чинників довкілля. Тому визначити конкретні причини порушення стабільності розвитку листкових пластинок без проведення додаткових біогеохімічних досліджень видається неможливим. Однак цю морфологічну ознаку успішно використано в комплексній біоіндикаційній оцінці якості міського середовища.

На досліджуваній території міста Кременчука ми виявили наявність паразитарних ушкоджень. Особливо розповсюдженими є ураження гнилі на тополях, спричинені шкідниками, такими як листогризучі комахи, листокрутки

та тополева міль. З віком дерев їхні природні захисні механізми слабшають, а стійкість до зовнішніх стресорів, включно з абіотичним впливом і техногенним забрудненням, знижується. Тому вважаємо за доцільне використати диференційований підхід до питання про відродження рослинних популяцій. У Кременчуці вже проводяться заходи з обрізки сухих верхівок дерев, що сприяє активному росту їхньої наземної частини.

Екологічний стан зелених насаджень залежить від їх розташування та типу. У міських умовах найсприятливішими місцями для росту дерев є паркові зони, хоча бульвари та сквери мають дещо гіршу ситуацію, а насадження вздовж вулиць є найменш сприятливими. Особливо проблематичною є ситуація на околицях парків і скверів, де спостерігається висока концентрація токсичних газів, спричинена близькістю великих транспортних магістралей.

Стан ґрунту також впливає на здоров'я лісових масивів. Деякі ділянки ґрунту забруднені важкими металами і нафтопродуктами, що серйозно позначається на стані зелених насаджень і стійкості дерев різних видів.

Висновки

Встановлено, що стан зелених насаджень на різних ділянках моніторингу пов'язаний з різною інтенсивністю антропогенного впливу. Ознаки захворювання дерев, такі як сухі вершини, рідкість листя, хлороз і некроз, з'являються внаслідок тривалого контакту рослин з атмосферними забруднювачами, а також потрапляння токсинів через коріння, порушення вентиляції та структури ґрунту, а також нестачі мінеральних поживних речовин для рослин.

На досліджуваній території міста Кременчука виразно простежується тісний зв'язок між станом деревних рослин і навколишнім середовищем. Рослини, що ростуть у рекреаційних зонах, відносимо до здорових або трохи ослаблених, тоді як ті, що ростуть на магістралях, вважаються значно ослабленими. Метеорологічні умови в період вегетації впливають на стан

деревних насаджень. Нестача вологи посилює пошкоджувальність асиміляційного апарату рослин в умовах антропогенного стресу.

Інтегральний показник флуктуаційної асиметрії для листових пластинок пірамідальної тополі варіював від 0,050 до 0,112, а для берези повислої – від 0,002 до 0,114.

Найбільші значення відмічено в промислово-транспортних зонах. На цих ділянках простежується негативний вплив викидів забруднюючих речовин від стаціонарних і пересувних джерел. Отже, зазначені території вважаємо несприятливими для росту деревних рослин.

Отримані результати корелюють з нашими попередніми дослідженнями методом елементного аналізу за допомогою атомно-абсорбційного спектрографічного методу із фотографічною реєстрацією на приладі ДФС-8 з використанням таких видів рослин: Глід одноматочковий (*Crataegus monogyna Jacq.*), Шипшина звичайна (*Rosacandina L.*) та Жимолость татарська (*Lonicera tatarica*) (Колеснік, Шмандій, Харламова, Ригас та Безденежних, 2023)

Ми вважаємо, що моніторинг стану зелених насаджень є безперервною системою оперативного контролю за порушеннями їхньої стійкості, ушкодженнями від шкідників, захворюваннями та іншими природними й антропогенними факторами, а також за порушеннями умов їх життєдіяльності, забрудненням і вмістом необхідних поживних речовин у ґрунті, де вони ростуть. Це система, що дає змогу відстежувати динаміку цих процесів і раніше виявляти несприятливий стан рослинних насаджень.

Список літератури

Glińska-Lewczuk, M. Z., & Walna, K. (2011). Assessment of environmental quality of urban green area using plant bioindicators. *Ecological Indicators*, 11, 413-420.

Алексеева, Т. М. (2014) Ґрунтово-рослинний покрив як показник забруднення

атмосферного повітря важкими металами. *Український гідрометеорологічний журнал*, 14, 16-22.

Барабаш, О. В. (2019). Оцінка рівня екологічної безпеки урбоєкосистем за станом атмосферного повітря. *Екологічна безпека та природокористування*, 31(3), 57-63.

Бессонова, В. П., & Іванченко, О. Є. (2019). Оцінка видового різноманіття та життєвого стану придорожніх насаджень пр. С. Нігояна м. Дніпро. *Питання біоіндикації та екології*, 24(1), 36-56.

Карпенко, О. В., & Бачинська, Я. О. (2022). Біоіндикація антропогенного навантаження методом оцінки флуктуаційної асиметрії. *Харківський природничий форум: матеріали V Міжнар. конф. молодих учених, Харків, 19-20 трав. 2022 р.* Харків : ХНПУ ім. Г. С. Сковороди, 212-213.

Колеснік, Д. В., Шмандій, В. М., Харламова, О. В., Ригас, Т. Є., & Безденежних, Л. А. (2023) Використання методу фітоіндикації чагарниковими рослинами для дослідження стану екологічної безпеки урбанізованих територій. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*, 3(48), 42-47.

Ригас, Т. Є., Харламова, О. В., Безденежних, Л. А., & Шмандій, В. М. (2016). Моніторинг станів екологічної небезпеки, що формується у техногенно навантаженому комплексі. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*, 5(100), ч. 2, 83-88.

Савосько, В. М. (2015). Методика дослідження флюктууючої асиметрії листків деревних видів в промислових регіонах (на прикладі берези повислої (*Betula pendula Roth*)). *Екологічний вісник Криворіжжя: збірник наукових та науково-методичних праць*, 1, 105-110.

Тихенко, О. М., Матвєєва, І. В., & Гроза, В. А. (2022). Аналіз аеротехногенного забруднення міста Вінниця з використанням методів фітоіндикації. *Екологічна безпека та природокористування*, 4(44), 44-52.

Шмандій, В. М., & Безденежних, Л. А. (2014). *Основи біогеохімії*. Херсон: ОЛДІ-ПЛЮС

ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ ПРИРОДНИХ СИСТЕМ ПРИБЕРЕЖНОЇ ЗОНИ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Сафранов Т.А., Одеський державний екологічний університет, д.г.-м.н., проф.,
завідувач кафедри екології та охорони довкілля, Україна

Abstract

The research offers an assessment of *ecosystem services* (useful properties) of natural systems within specific parts of the North-Western Black Sea Region's coastal zone . These natural ecosystems can provide tangible benefits, however, the possibility of using their beneficial properties is negatively affected by a progressing technogenic impact on the components of the natural environment of urbanization processes, development of industries, energy, transport and agricultural sectors of our economy, and, starting from February 2022, by the military activities and combat operations.

Вступ

Термін «екосистемні послуги» (*ecosystem services*) був запропонований П. Ерліх і А. Ерліх (Erlich & Erlich, 1981) і підкреслював соціально-економічну значущість функцій природних екосистем (ЕС). Екосистемні послуги (ЕСП) – це всі корисні ресурси та вигоди, які сучасне людство може отримати від природи. Саме від ЕСП залежить задоволення потреб людства в середовищі існування й продуктах харчування, а також рівень та якість його життя, тому у Документі ООН (Sarukhán & Whyte, 2005) їх називають «прямим та непрямим внеском у благополуччя людей».

Залежність суспільства від ЕСП, а також їх стан і динаміку проаналізовано у Документі ООН (Sarukhán & Whyte, 2005), де виділено чотири групи ЕСП:

1) забезпечувальні послуги (*provisioning services*) – це матеріальний чи

Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг
Water supply and wastewater disposal: designing, donstruction, operation and monitoring

енергетичний результат функціонування природних ЕС (продукти харчування, деревина й волокно, паливо, прісна вода, сировина для медикаментів тощо);

2) регулюючі послуги (*regulating services*) – це послуги з регулювання екосистемних процесів (регулювання якості повітря, очищення води, регулювання стоку води, запобігання ерозії, регулювання клімату, біологічний контроль тощо);

3) культурні послуги (*cultural services*) – це нематеріальні вигоди, які люди отримують під час контакту з природними ЕС (значення для культури, мистецтва, рекреаційно-туристичної та освітньої діяльності, а також естетичне, духовне та релігійне значення);

4) підтримуючі послуги (*supporting services*) – це послуги, необхідні для підтримки всіх інших ЕСП (грунтоутворення, кругообіг біогенних елементів, фотосинтез, біологічне різноманіття тощо).

Термін «екосистемні послуги» є не зовсім вдалим, оскільки природні ЕС не можуть надавати послуги, тому що послуги – це акт, або якась усвідомлена дія. Природні ЕС існують, а не надають послуги, та існують незалежно від людини. Термін «послуги» некоректно використовувати відносно природної ЕС, оскільки в економічній теорії під «послугами» розуміють цілеспрямовану діяльність саме людини, результат якого має корисний ефект, задовольняючий будь-які потреби людини. Послугою вважається результат діяльності, матеріальний чи нематеріальний продукт, який виробник надає споживачу відповідно до встановлених вимог і до властивостей цього продукту або результату. Поняття «послуги» може трактуватися і як специфічна форма праці, і як результат праці (екологічні, освітні, інформаційні, консультаційні, юридичні, медичні тощо). Відомо, що у природокористуванні основним об'єктом досліджень є природна система (ПС), яка часто розглядається як синонім терміну «природна екосистема». Володіючи великою кількістю схожих елементів і зв'язків, ЕС і ПС розрізняються спрямованістю внутрішньо-системних зв'язків. Для моделі ЕС характерна спрямованість зв'язків з боку

факторів «середовища» (об'єкт), насамперед, на головний об'єкт – «господаря» (суб'єкт), а для моделі ПС типове визнання рівності всіх зв'язків. З позицій природокористування інтерес можуть представляти як біогенні, так і абіогенні компоненти ПС, але оптимізація природокористування передбачає збереження сприятливих умов для існування і розвитку живих організмів і, передусім, людської популяції. Оптимізація природокористування передбачає таку експлуатацію біогенних і абіогенних складових ПС, яка б не порушувала природну рівновагу (стан гомеостазу) та зберігала сприятливі умови для біоти і людини. При оптимізації природокористування правильніше говорити не про використання природних ресурсів, а про використання їх певної частини, тобто природно-ресурсного потенціалу (ПРП) – здатності ПС без шкоди для себе (а, отже, і для людей) віддавати необхідну для людства продукцію або виконувати корисну роботу в рамках господарства даного історичного типу. Як бачимо, це визначення М.Ф. Реймерса (1990) є досить близьким до поняття «екосистемні послуги». Тому замість терміну «екосистемні послуги» можна використовувати поняття «корисні властивості природних систем» (Сафранов, 2023), тобто їх забезпечувальні, регулюючі, культурні та підтримуючі властивості, які обмежуються стихійними природними процесами та впливом різноманітної антропогенної діяльності. Але, з урахуванням дуже широкої поширеності дефініції «екосистемні послуги» в науковій літературі, можливим є використовувати його у даній роботі.

Усі ЕСП безкоштовні, оскільки суспільство не оплачує їх використання або споживання, але частину таких послуг можна умовно оцінити у грошовому еквіваленті, щоб оцінити масштаби втрат внаслідок зникнення корисних властивостей абіогенних і біогенних складових природних ЕС. Варто зазначити, що низка вчених проти «присвоєння цінника» багатствам природних ЕС, оскільки їх цінність нескінченна і не може мати грошового висловлювання, а оцінювати її окремі елементи просто абсурдно. Інші вчені, навпаки, вважають, що монетизація ЕСП є необхідною для ефективного природокористування і

вона може бути базисом для прийняття обґрунтованих управлінських рішень. Монетизація ЕСП дозволяє раціонально використовувати наявні природні ресурси, оцінювати інвестиційну привабливість екологічно орієнтованих проєктів, а також сприяє розвитку та впровадженню системи компенсаційних платежів. Що стосується етичного аспекту монетизації ЕСП, то він докладно розглянутий у статті (Villagómez-Corté & del-Ángel-Pérez, 2013). Оцінка ЕСП необхідна для розуміння того, наскільки важливим для нормального життя суспільства є збереження ландшафтного та біологічного різноманіття природних ЕС й підтримання їх у рівноважному стані. Окрім того, оцінка ЕСП є важливим кроком у напрямку визначення їх внеску в різні галузі економіки, а також дозволяє окреслити їх потенційні можливості задля надання цих послуг у конкретному контексті та для конкретних отримувачів матеріальних вимог; при цьому визначається, наскільки надання ЕСП є сталим, а також задля можливості ідентифікувати пороги і переломні моменти.

Поняття «екосистемні послуги» відсутнє в українському законодавстві, тому врахування їх у ході ухвалення рішень – не дуже поширене явище (Василюк та Ільмінська, 2023). Тож поглибленого дослідження потребують недооцінені раніше послуги, які треба виявити та інтегрувати в господарську діяльність. Це може бути одним із надійних запобіжників подальшої деградації природних систем (екосистем) та інструментом майбутнього входження України в міжнародні ринки ЕСП (Гавриленко, 2019).

Основний текст

Метою роботи є оцінка ЕСП різноманітних природних систем прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я (ПЗП). Методологічною основою дослідження є критичний аналіз існуючих підходів до оцінки ЕСП. При виконанні роботи були використані опубліковані дані, а також матеріали власних доробок, присвячених дослідженню оцінки корисних властивостей окремих природних систем (екосистем) ПЗП.

Слід нагадати, що за визначенням Європейської комісії, під прибережною зоною (*Coastal Zone*) розуміється смуга суші і моря, ширина якої варіює в залежності від характеру навколишнього середовища та завдань управління. З урахуванням того, що Чорне море впливає на кліматичні умови південного узбережжя України (дія теплого Чорного моря взимку поширюється вглиб території України на 140-280 км), то більшу частину території Одеської, Миколаївської та Херсонської областей та прилеглу акваторію північно-західної частини Чорного моря (ПЗЧМ) можна розглядати як прибережну зону ПЗП. Вона включає узбережжя і пляжі, водно-болотні угіддя (ветланди), прибережні води, лимани, землі сільськогосподарського призначення, промислово-міські агломерації тощо. Ця зона характеризується різноманіттям природних ресурсів і умов, а також можливостями для розвитку багатьох видів господарської діяльності.

Атмосферна складова ЕСП. Атмосферний вплив проявляється у тому, що з повітряними масами до морського басейну заносяться біогенні елементи та поллютанти. З одного боку це сприяє розвитку процесів евтрофікації, а з іншого – негативно впливає на стан та якість морських вод і донних відкладів. Вплив теплого морського басейну поширюється углиб суші на 140 – 280 км, тобто охоплює всю прибережну зону ПЗП. Певну роль у формуванні мезокліматичних умов і забруднення повітряного басейну в прибережній смузі відіграють бризові циркуляції повітряних мас. Дослідження біокліматичних ресурсів показали, що за характером просторово-часового розподілу значень радіаційно-еквівалентно-ефективної температури (РЕЕТ) на узбережжі Чорного моря влітку перевищують комфортні значення. Найсприятливішим часом для геліотерапії є травень, червень і вересень у переважній більшості населених пунктів. За величиною фізіологічно-еквівалентної температури (ФЕТ) найхолодніші умови спостерігаються у північних районах території. Найбільше теплове навантаження спостерігається в містах, значно віддалених від моря. Найкомфортніші умови для відпочинку в теплий період (з середини квітня до

кінця жовтня) (Сафранов та Чугай, 2017).

Гідрологічна складова ЕСП. Гідрографічна мережа ПЗП розташована у межах басейнів великих річок Дунаю, Дністра, Південного Бугу і Дніпра. Для прибережної зони ПЗП характерні різноманітні природні та штучні водні об'єкти (річки, озера, лимани, канали, водоводи, ставки тощо). Найбільш інтенсивний кругообіг біогенних речовин відбувається в гирлах річок, що впадають у ПЗЧМ. Ці речовини надходять із неорганічних джерел або переробляються з мертвих організмів. Водночас багато ресурсів і на сьогоднішній день виснажені, і на це існує ціла низка причин: надмірний вилов риби, руйнівні рибальські методи, негативний вплив аквакультури, забруднення та евтрофікація, зміна клімату тощо. Поверхневі водні об'єкти використовуються в господарсько-питних, рибогосподарських, іригаційних, лікувальних та інших цілях (Сафранов та Чугай, 2017). Забезпеченість населення областей прибережної зони ПЗП місцевим річним стоком нижче середнього показника по Україні (1,24 тис. м³/рік): Одеська область – 0,15 тис. м³/рік, Миколаївська область – 0,51 тис. м³/рік, Херсонська область – 0,13 тис. м³/рік (Мірошниченко, 2021).

Ґрунтова складова ЕСП. Головне природне багатство прибережної зони ПЗП – її земельні ресурси, що представлені переважно чорноземними ґрунтами з високою природною родючістю. У сполученні з теплим степовим кліматом вони формують високий агропромисловий (сільськогосподарський) потенціал прибережної зони ПЗП. Ґрунтовий покрив ПЗП характеризується значною неоднорідністю в генетичному сенсі. Чорноземи, типові для Лісостепу, характеризуються глибоким, добре гумусованим до 120-150 см профілем. Вміст гумусу в орному шарі (0-30 см) визначається гранулометричним складом і гідротермічними параметрами теплого періоду і становить від 2,5-3,5 % на легких суглинках, до 5,5-6,0 % на важких суглинках і легких глинах. Запас гумусу в профілі змінюється від 300-350 до 550-600 т/га відповідно (Сафранов та Чугай, 2017).

Геологічна складова ЕСП. У геологічному відношенні територія досліджень належить до Східно-Європейської доріфейської платформи і знаходиться в межах Причорноморської крейдово-кайнозойської западини, накладеної на структури платформи. У геологічній будові приймають участь породи складчастого кристалічного фундаменту, покривний осадочний і четвертинний комплекси. Слід зазначити, що мінеральні ресурси надр прибережної зони ПЗП обмежені. До основних мінерально-сировинних ресурсів, які активно експлуатуються, належать запаси будівельних матеріалів, графіту тощо. В межах прилеглої шельфової зони налічуються поклади вуглеводневої сировини. Донні відклади є сировинним джерелом будівельних матеріалів, розсипних корисних копалин. Крім того, донні відклади є середовищем мешкання бентосних організмів (у т.ч. марікультури).

У гідрогеологічному відношенні прибережна зона ПЗП відноситься до Причорноморського артезіанського басейну, де особливості клімату, геологічної будови, рельєфу і гідрографічної мережі є природними факторами. Вони визначають закономірності формування, поширення та режиму підземних вод (ПВ). Крім того, гідрогеологічні умови змінюються під впливом техногенних факторів (відбір ПВ, зрошення та ін.). Територія досліджень складена потужною товщею осадових порід. Основні водоносні горизонти (ВГ) розвинені в породах крейдової, палеогенової, неогенової і четвертинної систем. Кількісна і якісна характеристика ВГ, приурочені до них ресурси і запаси, а також можливості використання ПВ в питних, іригаційних та лікувальних цілях наведені в роботі (Сафранов та Чугай, 2017). Прогнозні ресурси ПВ Одеської області складають 0,114 тис. м³/добу на 1 особу, Миколаївської області – 0,143 тис. м³/добу на 1 особу, Херсонської області – 1, 753 тис. м³/добу на 1 особу (середній показник по Україні – 0,535 тис. м³/добу на 1 особу). Експлуатаційні запаси ПВ Одеської області складають 0,052 тис. м³/добу на 1 особу, Миколаївської області – 0,025 тис. м³/добу на 1 особу, Херсонської області – 0, 325 тис. м³/добу на 1 особу (середній показник по Україні –

0,136 тис. м³/добу на 1 особу) (Мірошніченко, 2021).

Морська складова ЕСП. Північно-західна частина Чорного моря і прилеглі лимани забезпечують судноплавство, функціонування морегосподарських комплексів, технічне водопостачання, рекреацію, рибальство, марикультуру тощо. Солоність вод ПЗЧМ знаходиться в інтервалі середніх значень 14-16 %. На більшій частині ПЗЧМ знижується ефект «внутрішньошкірної ін'єкції» та формування «сольового плащу», що в меншій мірі обмежує можливості бальнеотерапії. Максимально опріснені пригирлові зони Дунаю і Дністра слід розглядати як з позицій бальнеотерапії, так і гідротерапії. Екстремально високі значення солоності характерні для окремих лиманних вод, ізольованих від морського басейну, але бальнеотерапевтичне використання ропи можливе лише після розбавлення менш мінералізованими водами. Температура морської води достатньо комфортна для водних та інших процедур протягом купального сезону у ПЗЧМ, який триває близько 120 днів.

ПЗЧМ і прилеглі лимани є важливим районом рибальства. Масовими та цінними промисловими видами є хамса, шпрот, тюлька, оселедці, хоча раніше іхтіофауна була представлена осетровими, кефаллю, скумбрією та іншими цінними видами риб. За даними Державного агентства рибного господарства України у 2021 році вилов риби Україною в Чорному морі становив 7669 т, у причорноморських лиманах – 107 т, у пригирлових зонах Дунаю – 504 т. Отже, на акваторію ПЗЧМ, яка омиває Одеську область, припадає доволі незначна частка вилову. Крім того, істотним джерелом постачання тваринного білка є розвиток аквакультури. У 2020 році було отримано 18570 т продукції аквакультури, але процеси евтрофікації зумовили розвиток гіпоксії, що, у свою чергу, спричинило загибель риб, мідій та інших гідробіонтів. Тільки в 1973-1990 роках у межах ПЗЧМ втрати біологічних ресурсів становили 60 млн. т (у т.ч. 5 млн. т риби). У 1990-х роках екологічна ситуація дещо покращилася, і замори риб та двостулкових відбуваються рідше і на менших площах (Сафранов, Берлінський, Ель Хадрі та Сліже, 2022).

Для ПЗЧМ характерними є унікальні ресурси водоростей-макрофітів, домінуючими видами серед яких є червоні водорості виду *Phyllophora crispa*. Оскільки більше 50 років здійснювався інтенсивний промисловий видобуток філофори задля промислового отримання агар-агару, а також внаслідок антропогенного впливу на ПЗЧМ, відбулося зменшення генетичної різноманітності організмів філофорного поля. Крім того, зниження прозорості води уповільнило активність процесу фотосинтезу та призвело до загибелі значної частини бентосних водоростей на глибинах 20-60 м; площа філофорного поля з 11 тис. км² у 1950-х роках скоротилася до 0,5 тис. км² у 1980-х роках, а біомаса зменшилася з 10 млн. т до 0,2 млн. т відповідно. Слід зазначити, що такі природно-антропогенні зміни призвели до деградації специфічних видів безхребетних та риб з червоним забарвленням, тобто частини «філофорного біоценозу». Останніми роками відзначається слабо виражена тенденція до відновлення філофорного поля – ботанічного заповідника загальнодержавного значення (Сафранов та ін., 2022).

Днопоглиблювальні роботи та дампінг ґрунтів в акваторіях морських портів призводять до забруднення водної товщі і донних відкладів, а також негативного впливу на біологічні ресурси на окремих ділянках. На бентос та інші гідробіонти несприятливо впливають і роботи з розробки будівельних матеріалів, покладів вуглеводневої сировини та інших корисних копалин.

Найбільш потужними джерелами антропогенного забруднення ПЗЧМ є річковий стік та берегові точкові джерела, до яких у першу чергу відносяться випуски стічних вод різних суб'єктів господарювання, що розташовані у береговій зоні, а також морські порти. На долю річок ПЗЧМ припадає біля 79 % загального стоку всіх чорноморських річок. На ПЗЧМ річковий стік надходить з території 18 країн розташованих, цілком чи частково, у басейнах Дунаю, Дніпра, Південного Бугу та Дністра. Всі ці антропогенні джерела та природні фактори (режим температури, солоності, атмосферних опадів, вітру, течій та інше) обумовлюють формування гідрохімічного режиму вод і впливають на

стан морської екосистеми.

Скидання стічних та інших зворотних вод з сільськогосподарських угідь, промислово-міських агломерацій, морегосподарських комплексів та інших джерел забруднення призводить до евтрофікації та забруднення морського середовища, що негативно позначається на стані абіогенних та біогенних компонентів морської екосистеми. Дренажний стік є джерелом надходження біогенних речовин; при цьому слід зазначити, що всі місця скидання дренажних вод приурочені до пляжної зони та знаходяться у незадовільному технічному стані; крім того, через дренажну систему періодично здійснюється скидання стічних вод від невстановлених джерел (Тучковенко та Сапко, 2017).

Деякі види антропогенної діяльності вкрай негативно вплинули на відтворення цінних осетрових порід риб. Берегоукріплювальні споруди перешкоджають руйнуванню берегів, але вони сприяють створенню застійних гідродинамічних зон між ними та береговою лінією, а також сприяють їх забрудненню при скиданні зворотних вод, зокрема дренажних вод.

Неефективна система управління та поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ), неконтрольована рекреаційна діяльність у прибережній смузі призвела до утворення стихійних звалищ, які є джерелом формування морського сміття, що трансформується у морському середовищі та негативно впливає на біоту. Наприклад, відходи пластикових виробів (макропластик), потрапляючи у морське середовище, поступово руйнується, перетворюючись на величезну кількість мікрочастинок, які вкрай небезпечні для стану морського середовища і біоти. Крім того, частинки мікропластику здатні адсорбувати на своїй поверхні багато поллютантів, стаючи, тим самим, їх вторинним джерелом. Переміщуючись по трофічному ланцюгу, поллютанти можуть концентруватися як у консументах високого порядку, так і в організмі людини (Сафранов, Берлінський та Змієнко, 2020). Відомо, що морське середовище поглинає, знезаражує та переробляє різноманітні відходи виробництва та споживання, а прибережні утворення виконують функцію

захисту від природних потрясінь (повеней та штормів). Наприклад, прибережна рослинність може пом'якшити потенційно руйнівні ефекти приливних хвиль. В той же час, на біологічне різноманіття негативно впливають навмисна і випадкова біологічна інвазія. Оскільки на значній частині узбережжя розташовані численні техногенні об'єкти, які нерідко є береговими джерелами забруднення, вони також занижують рекреаційні можливості морського середовища.

Довжина морських і лиманних узбереж від гирла річки Дунай до Тилігульського лиману сягає 300 км. Вони регулюють конфігурацію берегової лінії, зв'язок морського басейну з прилеглими лиманами і також є важливими рекреаційними ресурсами. Слід зазначити, що морські та прибережні ПС відіграють незамінну роль у наданні рекреаційних послуг. Комфортні біокліматичні умови, значна протяжність пляжної зони та інші природні можливості дозволяють говорити про перспективність прибережної зони ПЗП для різних форм рекреації, включаючи таласотерапію. Однак, відносно низька солоність, евтрофованість і підвищена забрудненість морської води, особливо в пригирлових зонах, обмежують можливості таласотерапії, але наявність ропи, лікувальних грязей і комфортні біокліматичні умови в зонах поширення окремих лиманів обумовлюють їх високий рекреаційний вплив. У прибережній смузі ПЗЧМ є родовища лікувальних грязей. Підраховані запаси і прогнозні ресурси пелоїдів в багатьох лиманах області дозволяють говорити про значні перспективи для грязелікування.

Природно-заповідна складова ЕСП. Природна складова природно-заповідного фонду (ПЗФ) *Одеської області* станом на 01.01.2021 р. була представлена Дунайським біосферним заповідником (ДБЗ); національними природними парками (НПП) «*Нижньодністровський*» і «*Тузловські лимани*», («*Куяльницьким*» з 01.01.2022 р.); двома регіональними ландшафтними парками (РЛП); 41 заказниками; 49 пам'ятками природи; 4 заповідними урочищами. Показник заповідності складав 4,63 %. Природна складова ПЗФ

Миколаївської області станом на 01.01.2021 р. була представлена частиною Чорноморського біосферного заповідника; природним заповідником «Єланецький степ»; двома НПП; 4 РЛП; 61 заказником; 44 пам'ятками природи; 13 заповідними урочищами. Відсоток заповідності складає 3,14 %. Природна складова ПЗФ *Херсонської області* станом на 01.01.2021 р. була представлена двома біосферним заповідниками («Чорноморський», «Асканія-Нова»); 5 НПП; 23 заказниками; 43 пам'ятками природи; 10 заповідними урочищами. Показник заповідності складав 11,22 % (Сафранов та ін., 2020). Перелічені природні складові ПЗФ прибережної зони ПЗП є важливим чинником культурної частини ЕСП. На екосистемні послуги ПЗФ негативно впливають різні форми антропогенної діяльності, зокрема, рекреаційно-туристична діяльність, а з 24 лютого 2022 р. – інтенсивна військова діяльність та бойові дії. Станом на 19.03.2022 р. бойові дії охоплювали третину площі ПЗФ України (Царик та Кузик, 2023), включаючи частину прибережної зони ПЗП. Найбільш масштабним є поширення пожеж, спричинених вибухами боєприпасів, особливо в посушливі періоди, що зумовлює загибель флори і фауни (у т.ч. червонокнижних видів), накопичення у біомасі важких металів, а також забруднення повітряного басейну оксидами сірки, азоту та вуглецю, вуглеводнями тощо. Вибухи боєприпасів і знищення військової техніки спричиняють забруднення ґрунтового покриву, поверхневих і підземних вод токсичними поліюантами (тротил, гексоген та ін.), нафтопродуктами та важкими металами. Для степових рослин терміни відновлення після пожеж є меншими, оскільки їх кореневі системи адаптовані до таких пожеж, а тому не постраждають.

Водно-болотна складова ЕСП. Величезне значення мають екосистемні послуги водно-болотних угідь (ВБУ), на які негативно впливають різноманітні антропогенні фактори. Істотна частина ВБУ міжнародного значення України припадає на територію прибережної зони ПЗП. Вони є невід'ємною складовою ПЗФ та екологічної мережі і виконують вкрай важливі функції підтримки

ландшафтно-біологічного різноманіття та стабілізації кліматичних умов. Екологічний характер ВБУ є сукупністю їх екосистемних компонентів, процесів та послуг на той чи інший конкретний момент часу. Під їх ЕСП розуміються вигоди, які люди одержують від них: забезпечувальні послуги (вода та продовольство); регулюючі послуги (регулювання паводків, посух, деградації земель тощо); підтримуючі послуги (грунтоутворення, кругообіг біогенних елементів, фотосинтез, біологічне різноманіття); культурні послуги (культурно-розважальні, духовні, релігійні та інші нематеріальні вигоди) (Титар, Жмуд та Волошкевич, 1999). Хоча ВБУ мають багато функцій і сприяють розвитку регіонів ПЗП, вони зазнають тенденції прискореної деградації через інтенсивні практики зрошення, забір і забруднення підземних вод.

Проблеми, які виникають на ВБУ південних регіонів України, такі:

- 1) дренаж для сільськогосподарських або селищних цілей;
- 2) погіршення якості води: ВБУ, як правило, утворюються в найглибшій або найнижчій точці басейну, де вони розташовані, так, що майже вся стічна вода, що виходить із сільськогосподарських угідь, житлових районів та промислових об'єктів в басейні, врешті-решт досягає ВБУ;
- 3) відсутність очисних споруд як у житлових районах, так і на промислових об'єктах або неправильна робота очисних споруд є найбільшими джерелами забруднення ВБУ;
- 4) знищення середовища існування та втрата біологічного різноманіття у ВБУ;
- 5) адміністративні проблеми у ВБУ;
- 6) низький рівень обізнаності людей, які живуть навколо ВБУ, та непублічне управління ВБУ (Чорноморські ветланди в Україні).

ВБУ прибережної зони ПЗП є важливим місцем проживання цінних видів птахів, ссавців, земноводних, плазунів та виконують вкрай важливі функції підтримки ландшафтного і біологічного різноманіття. Величезне значення ВБУ

відіграють у процесі формування спеціального та загального водокористування, у формуванні рибогосподарського, лісопромислового та мисливського потенціалів. Істотною господарською функцією ВБУ є транспортна, що пов'язана з річковим та морським судноплавством. Крім високої рекреаційно-туристичної привабливості, ВБУ є ресурсами лікувальних грязей, ропи, мінеральних лікувальних вод та енергетичних ресурсів. Вони також відіграють важливу роль у стабілізації кліматичних умов.

Інтегральна вартісна оцінка окремих екосистемних послуг ВБУ дельти Дунаю становить близько 21145 млн. доларів США, а питома оцінка – 459 тис. доларів США за гектар (Рубель, 2009). Як приклад можна навести вартісну оцінку окремих екосистемних послуг ВБУ Межиріччя Дністра і Турунчука: 1) отримання води для господарсько-питного та іригаційного водопостачання – 15,53 млн. євро на рік; 2) рекреаційно-туристична діяльність – 0,145 млн. євро на рік; 3) заготівля очерету – 6,893 млн. євро на рік (Закорчевна, 2019). Зрозуміло, що це вкрай незначна частка тих ЕСП, які надаються навіть виділеними у рамках проведеного дослідження. Навіть з урахуванням вартісної оцінки всіх екосистемних послуг ВБУ Межиріччя Дністра і Турунчука їх сумарна вартість буде істотно більшою, оскільки неможливо надати вартісну оцінку естетичності ландшафтів ВБУ та їх унікальних природних куточків.

Навколишнє середовище ВБУ прибережної зони ПЗП є екологічно чутливою територією, яка перебуває під загрозою антропогенного тиску. У 2019 р. всі перелічені Рамсарською угодою та інші ВБУ високого природного значення були визначені пам'ятками Смарагдової мережі згідно Бернської конвенції. Є 19 майданчиків Смарагдової мережі, що охоплюють українське узбережжя Чорного моря, південні річки та озера загальною площею 985209 га. З них 11 ділянок повністю або частково включені до Рамсарського переліку заболочених територій міжнародного значення.

Процеси забруднення і деградації ВБУ прибережної зони ПЗП пов'язані з

сільськогосподарською та рекреаційно-туристичною діяльністю, впливом місцевого населення, з процесами евтрофікації водних об'єктів, а також з бойовими діями. Для ВБУ пожежі не є настільки небезпечними через наявність значних обсягів води, але в посушливі періоди пожежі знищують надводну рослинність. Раціональне використання ВБУ прибережної зони ПЗП, їх збереження і відновлення, оцінка їх екосистемних послуг (корисних властивостей) мають дуже важливе екологічне і соціально-економічне значення (Сафранов, Чугай та Ільїна, 2023; Сафранов, 2023; Сафранов, Чугай та Ільїна, 2023).

Висновки

В результаті проведених досліджень можна зробити такі висновки:

1. Термін «екосистемні послуги» є не зовсім вдалим, оскільки природні системи (екосистеми) не можуть надавати послуги, оскільки послуги – це акт або якась усвідомлена дія. Природні системи (екосистеми) незалежно від людини не надають послуги, а існують. Але, з урахуванням дуже широкої поширеності дефініції «екосистемні послуги» в науковій літературі, можливим є використовувати його у даній роботі.

2. У природокористуванні основним об'єктом досліджень є природна система, яка часто розглядається як синонім терміну «екосистема». З позицій природокористування інтерес можуть представляти як біогенні, так і абіогенні компоненти природної системи, але оптимізація природокористування передбачає збереження сприятливих умов для існування і розвитку біоти і, передусім, людської популяції.

3. При оптимізації природокористування правильніше говорити не про використання природних ресурсів, а про використання їх певної частини, тобто їх природно-ресурсного потенціалу, тобто здатності природних систем без шкоди для себе (а, отже, і для людей) віддавати необхідну для людства продукцію або виконувати корисну роботу в рамках господарства даного

історичного типу (як бачимо, це визначення є досить близьким до поняття «екосистемні послуги»).

5. Низкою вчених вважається, що цінність природи нескінченна, а, отже, не може мати грошового еквіваленту і оцінювати її окремі елементи просто абсурдно. Проте такий підхід є домінуючим, тому що їх монетизація допомагає зрозуміти людям, наскільки важливим у їхньому житті є збереження складових природних систем (екосистем).

6. Надана оцінка екосистемних послуг різноманітних природних систем (екосистем) окремих частин прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я. Від цих природних систем (екосистем) можна отримати матеріальні вигоди, але на можливості використання їх корисних властивостей негативно відображається зростаючий техногенний вплив на складові довкілля через процеси урбанізації, розвиток промисловості, енергетики, транспорту, аграрного сектора економіки тощо, а з лютого 2022 р. – внаслідок військової діяльності та бойових дій.

Список літератури

- Erlich, P., & Erlich, A. (1981). *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York.
- Sarukhán, J., & Whyte, A. (Eds.) (2005). *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends Assessment*. Washington, DC: Island Press.
- Villagómez-Corté, J. A. & del-Ángel-Pérez, A. L. (2013). Ecosystem services. *Res. J. Environ. and Earth Sci*, 5(5), 278-286.
- Василюк, О., & Ільмінська, Л. (2023). Екосистемні послуги: огляд. URL: https://uncg.org.ua/wp-content/uploads/2020/09/EcoPoslugy_web_new.pdf.
- Гавриленко, О. П. (2019). Конфлікти природокористування в контексті втрати екосистемних послуг. *Науковий вісник ХДУ. Серія: Географічні науки*, 10, 101-106. doi: <https://doi.org/10.32999/ksu2413-7391/2019-10-14>

Закорчевна, Н. (2019). Оценка экосистемных услуг в бассейне Нижнего Днестра. URL: <https://iwlearn.net/resolveuid/9a6d0000-7c18-4546-bcbc-5dcb9a51f8d2>.

Інформаційно-аналітичні матеріали міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України з питання «Аналіз площ природно-заповідного фонду України в розрізі адміністративно-територіальних одиниць за 2020 рік». (2021). URL: <https://wownature.in.ua/wp-content/uploads/2021/05/Dovidka-PZF-2020-V3.0-.pdf>.

Мірошниченко, В. В. (2021). Водозабезпеченість населення України: рівень, проблеми та напрями їх розв'язання. *Наукові записки НаУКМА. Економічні науки*, 6(1), 100-104.

Рубель, О. Є. (2009). *Екологія ветландів*. Кишинів.

Сафранов, Т. А. (2023). Екосистемні послуги водно-болотних угідь прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я. *Збірник матеріалів доповідей II Всеукраїнської науково-практичної online-конференції «Теорія і практика берегознавства та природокористування»*, 117-120. Одеса: ОНУ імені І.І. Мечникова.

Сафранов, Т. А. (2023). Користі властивості природних систем прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я. *Український гідрометеорологічний журнал*, 31, 55-68. doi: 10.31481/uhmj.31.2023.04

Сафранов, Т. А., & Чугай, А. В. (Eds.) (2017). *Стан і якість природного середовища прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я*. Монографія. Харків: ФОП Панов А.М.

Сафранов, Т. А., Берлінський, М. А., & Змієнко, Д. М. (2020). Пластик твердих побутових відходів прибережної зони Північно-Західного Причорномор'я як складова морського сміття. *Вісник ХНУ імені В.Н. Каразіна. Серія: «Екологія»*, 23, 57-66. doi: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2020-23-06>

Сафранов, Т. А., Берлінський, М. А., Ель Хадрі, Ю., & Сліже, М. О. (2022).

Оцінка екосистемних послуг північно-західної частини Чорного моря: стан, проблеми та перспективи. *Вісник ХНУ імені В.Н. Каразіна. Серія: «Геологія. Географія. Екологія»*, 56, 255-263. doi: <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2022-56-19>

Сафранов, Т. А., Чугай, А. В., & Ільїна В. Г. (2023). Екосистемні послуги водно-болотних угідь Одеської області. *Науковий Вісник ВАНО*, 3 (36), 130 – 133.

Сафранов, Т. А., Чугай, А. В., & Ільїна, В. Г. (2023). Екосистемні послуги водно-болотних угідь Одеської області. *Вісник УНУС*, 1, 85-93. doi: <https://doi.org/10.32782/2310-0478-2023-1-84-93>

Титар, В. М., Жмуд, М. Є., & Волошкевич, О. М. (1999). Екологічний менеджмент ДБЗ. Шеляг-Сосонко, Ю. Р. (Ed.), *Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління*, 289-363. Київ: Наукова думка.

Тучковенко, Ю. С., & Сапко, О. Ю. (2017). Характеристика скидів антропогенних джерел забруднення морських вод в узбережжя Одеси у сучасний період. *Вісник ОДЕКУ*, 22, 5-13.

Царик, Л. П., & Кузик, І. Р. (2023). *Російсько-українська війна: природоохоронний аспект*. Семенець-Орлова, І. А. (Ed.), *Фундаментальні ментально-ціннісні відмінності українців і росіян як підґрунтя їх цивілізаційного протистояння: колективна монографія*, 50-62. Одеса: Олді+.

Чорноморські ветланди в Україні. Дунайський та Чорноморський біосферні заповідники. Види та кількість відходів. Аналіз поточного стану. (2021). URL: https://blacksea-cbc.net/wpcontent/uploads/2021/02/BSB142_BioLearn_-Danube-and-Black-Sea-Biosphere-Reserve-from-Ukraine-Current-State-Analysis-of-Waste-types-and-quantities-_UA.pdf.

ОЦІНКА РИЗИКІВ ТОКСИЧНИХ ЕФЕКТІВ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ДЛЯ НАСЕЛЕННЯ МІСТ ПІВДНЯ УКРАЇНИ

Колісник А. В., к.геогр.н, доцент кафедри екології та охорони довкілля,
Одеський державний екологічний університет, вул. Львівська,
15, Одеса, 65106, Україна, kolisnyk.a.v@gmail.com

Abstract

There is no doubt that there is a real danger to human health from air pollution and various methodological approaches that attempt to take into account the relationship between the fact of pollution and actual health consequences, but it is equally important to warn people about potential dangers. The aim of the study was to assess the risk of toxic effects for the population from air pollution in southern Ukrainian cities based on a linear-exponential threshold-free model.

Вступ

Проблема оцінювання ризиків виникнення несприятливих наслідків для людей від впливу негативних факторів полягає у тому, що найрізноманітніші за походженням та рівнем чинники спричиняють дію одночасно і комплексно. Методи оцінки екологічного ризику не можуть охопити все багатоманіття проблем, пов'язаних з оцінкою екологічного ризику і описують тільки найважливіші з них. Тривалий час оцінка ризику для здоров'я людей, обумовленого забрудненням довкілля, була на відповідальності експертів з токсикології та гігієни. Це було пов'язано з необхідністю врахування великої кількості факторів, які обумовлюють характер впливу шкідливих речовин на організм людини. На зараз вже є розроблені методики, які дозволяють отримати приблизні оцінки ризику на основі таких показників як: клас небезпеки, кратність перевищення гранично допустимих концентрацій, але не всі ці

методики враховують особливість та характер впливу поллютантів на організм людини.

Для вирішення цієї проблеми у дослідженні при виконанні оцінки екологічних ризиків для врахування негативних впливів від забруднення атмосферного повітря застосована лінійно-експоненціальна модель, яка дозволяє отримати точну оцінку ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей на основі широкого спектру показників: концентрації забруднюючих атмосферне повітря речовин, їх класи небезпеки, тривалість знаходження в умовах забрудненого атмосферного повітря, параметри які враховують особливості токсичних властивостей речовин.

За результатами аналізу останніх досліджень та публікацій пов'язаних з темою статті встановлено, що спроби дослідження ризиків токсичних ефектів для людей від забруднення атмосферного повітря зустрічаються рідко. У медико-екологічних дослідженнях значення ризику для екологічної безпеки України (Качинський та Сердюк, 1995) та дослідженні екологічного ризику для здоров'я населення (Павлов, 2001) автори зазначають, що ризик для здоров'я населення слід розуміти як помноження імовірності негативної події на величину можливого збитку від неї. Така форма визначення ризику, за думкою авторів, достатньо зручна тому що дозволяє об'єднати у одному показнику різномірні дані про об'єкт та суб'єкт небезпеки, одержувати інтегральні оцінки ризику від необмеженої кількості негативних процесів будь-якого походження. Для оцінки екологічного ризику від забруднення атмосферного повітря автори досліджень (Колісник, Снесар та Чернякова, 2019; Kolisnyk, Chugai, Chernyakova & Kuzmina, 2022) застосовують Методику визначення розміру ризику скорочення тривалості життя під впливом забруднювачів атмосферного повітря, яка базується на науково-обґрунтованій залежності «доза-ефект», що передбачає факт збільшення ризиків скорочення тривалості життя населення в промислово розвинених районах і міських екосистемах. У дослідженні Yang, Zhou & Ding (2022) виконана спроба встановлення взаємозв'язку між

забрудненням повітря та здоров'ям населення за допомогою просторово-економетричної моделі, в результаті виявлено, що існує значна просторова кореляція «U – подібної форми» між показником викидів у атмосферне повітря та рівнем здоров'я населення. Автори дослідження Xia, Xing, Xu & Pan (2022) вивчали короткостроковий вплив забруднення повітря на медичні втрати і виявили, що зі збільшенням рівня епізодичного забруднення атмосфери та тривалості стійкого забруднення синхронно збільшуються частота відвідування людьми медичних закладів та медичні втрати.

Новизна цього дослідження полягає у тому, що в статті виконана спроба застосування одного із складних методів, що дозволяє врахувати негативний вплив забрудненого атмосферного повітря на здоров'я населення, який раніше досліджувався лише експертами з токсикології та гігієни. Беззаперечно, що існує реальна небезпека для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря та різні методичні підходи, які є спробами врахування залежності між фактом забруднення та фактичними наслідками для здоров'я, але не менш важливим є попередження людей про потенційні небезпеки. Це актуальне питання докладно висвітлено у дослідженні Jin et al. (2022), автори якого зосередились на вивченні глобальних зусиль щодо подолання наслідків забруднення повітря міст для здоров'я населення. На нашу думку, застосування будь-якого з методів дослідження екологічних ризиків повинно дати змогу сформулювати конкретні рекомендації щодо збереження здоров'я людей.

Мета дослідження – оцінка ризиків токсичних ефектів для населення від забруднення атмосферного повітря міст півдня України на основі лінійно-експоненціальної безпорогової моделі.

Об'єкт дослідження – ризик хронічної інтоксикації.

Предметом дослідження є встановлення рівня безпечності перебування мешканців міст в умовах забрудненого атмосферного повітря.

Матеріали і методи

Для дослідження одного з видів екологічного ризику від забруднення довкілля застосована «Методика оцінки ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря». Оцінка ризику, яка виконується на її основі, припускає реалізацію сценарію, при якому населення піддається впливу токсиканта, концентрація якого в повітрі c ($\text{мг}/\text{м}^3$), час експозиції τ не менше 30 хвилин, а ризик захворюваності є функцією дози токсиканта, який поступив в організм середньостатистичного представника групи населення за все життя. Відносно до забруднення атмосферного повітря доза токсиканта може бути оцінена на основі даних про концентрацію токсиканта в повітрі та тривалості перебування людей в умовах забрудненого атмосферного повітря (Лисиченко, Хміль та Барбашев, 2011).

Для вираження ризику хронічної інтоксикації – R_p (в тому числі й канцерогенного ризику), пов'язаного із забрудненням атмосферного повітря, використовують лінійно-експоненціальну безпорогову модель (Караєва та Варава, 2018):

$$R_p = 1 - \exp(-UR \times \tau \times c^\beta) \quad (1)$$

де UR – одиничний ризик – коефіцієнт пропорційності, який пов'язує значення ризику із концентрацією токсиканта; c – концентрація або доза речовини, яка чинить негативний вплив на організм людини протягом часу експозиції – τ ; β – коефіцієнт, який враховує особливості токсичних властивостей речовин.

Параметри рівняння (1) представляємо у виді, більш зручному для виконання практичних розрахунків (Караєва та Варава, 2018):

$$R_p = 1 - \exp\left[-0,174 \times \left(\frac{c}{\text{ГДК}_{\text{сд}} \times K_p}\right)^\beta \times \tau\right] \quad (2)$$

де $\text{ГДК}_{\text{сд}}$ – гранично допустима середньодобова концентрація хімічної речовини у атмосферному повітрі населених місць, $\text{мг}/\text{м}^3$. Ця концентрація не повинна негативно впливати на організм людини прямо чи опосередковано при

невизначено тривалому вдиханні. Параметри β та K_p , рекомендовані для розрахунків, представлені в табл. 1. Не залежно від класу небезпеки речовини, при концентрації, яка не перевищує значення ГДК_{сд}, $\beta = 1,00$ (Караєва та Варава, 2018).

Таблиця 1

Параметри для розрахунку ризику хронічної інтоксикації, пов'язаного із забрудненням атмосферного повітря [9]

| Клас небезпеки токсиканта | Характеристика речовини | β | K_p |
|---------------------------|-------------------------|---------|-------|
| 1-й | Надзвичайно небезпечні | 2,40 | 7,5 |
| 2-й | Високонебезпечні | 1,31 | 6,0 |
| 3-й | Помірно небезпечні | 1,00 | 4,5 |
| 4-й | Малонебезпечні | 0,86 | 3,0 |

Залежності ризику хронічних захворювань, обумовлених забрудненням атмосферного повітря, від кратності перевищення гранично допустимих концентрацій для речовин різних класів небезпеки не є прямою, а лінійно-експоненціальною. При цьому потенційний ризик захворюваності населення є функцією кратності перевищення концентрації токсиканта в атмосферному повітрі для речовин різних класів небезпеки.

Результати і обговорення

У статті представлені результати дослідження присвячені оцінці канцерогенного ризику хронічної інтоксикації населення від забрудненого атмосферного повітря великих міст Півдня України: Одеси, Миколаєва, Херсона, Запоріжжя за шестирічний період: 2015-2020 роки. Вихідними даними були середньорічні концентрації забруднюючих речовин (ЗР) у атмосферному повітрі міст зі стаціонарних пунктів спостереження, які функціонують згідно до вимог до мережі спостережень за забрудненням атмосфери з офіційних джерел. Виконана оцінка проведена для врахування небезпечного впливу на мешканців міст наступних поллютантів: завислих речовин (пил), оксиду вуглецю (CO),

діоксиду азоту (NO_2), оксиду азоту (NO), фенолу ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$), фтористого водню (HF), формальдегіду (HCHO) та діоксиду сірки (SO_2).

На першому етапі дослідження на основі методу гранично допустимих концентрацій (ГДК) (Сафранов та Колісник, 2021) були розраховані показники кратності перевищення ГДК концентраціями поллютантів з врахуванням відповідних середньодобових $\text{ГДК}_{\text{сд}}$. Для міст Одеса, та Миколаїв встановлено, що пріоритетною забруднюючою речовиною в атмосферному повітрі є формальдегід; для міста Херсон – діоксид азоту та формальдегід; для м. Запоріжжя – діоксид азоту та фенол.

На наступному етапі дослідження застосовуємо математичний апарат Методики. Ризик хронічної інтоксикації розраховуємо за формулою (2) для кожного з шести років дослідження. При цьому час експозиції (τ) задаємо змінним від однієї до двадцяти чотирьох годин за добу знаходження населення в умовах забрудненого атмосферного повітря. Комплекс ЗР для атмосферного повітря кожного з чотирьох міст індивідуальний. На рис. 1 представлені результати розрахунків канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації від впливу окремих поллютантів для міст півдня України за 2020 рік (фрагмент – один з шести років).

Аналізуючи графіки зміни сумарних ризиків для кожної із досліджуваних ситуацій стає можливим встановлення безпечного часу перебування населення на відкритому повітрі шляхом встановлення такого часу експозиції (τ), якому відповідає значення ризику сумарного негативного впливу групи поллютантів (ΣR_p), яке рівне одиниці.

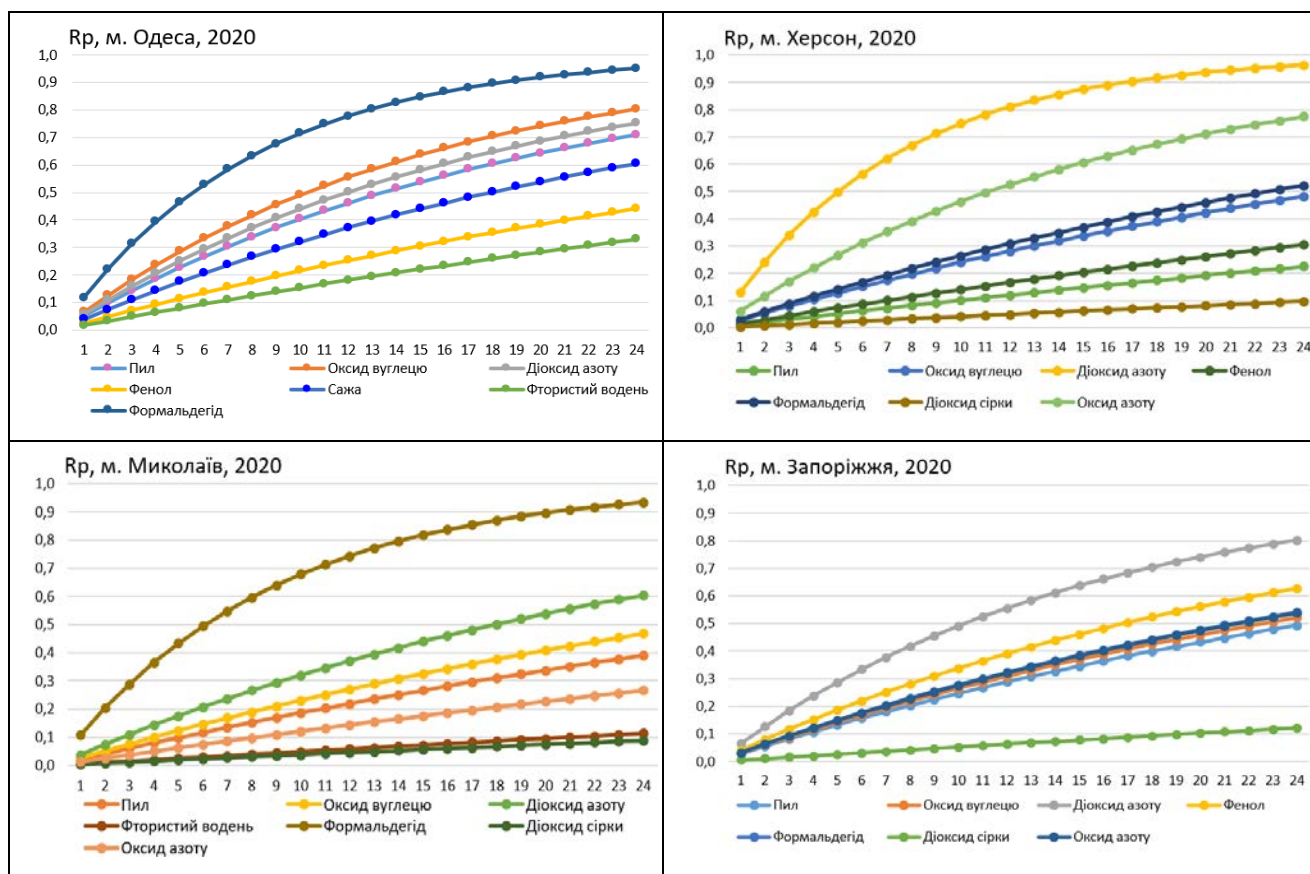


Рис. 1. Зміна канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації за окремими поллютантами у залежності від часу експозиції (2020 рік)

Для населення міста **Одеси** найвищі канцерогенні ризики хронічної дії впродовж всього періоду дослідження відмічаються від впливу формальдегіду (НСНО). Встановлюємо за графіком зміни значень сумарного канцерогенного ризику, що в 2020 році безпечним є перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 3,3 годин на добу. При максимальному за добу часі експозиції (24 години) значення ΣR_p досягає 4,59 одиниць в 2020 році, що свідчить про перевищення граничного значення більш ніж в чотири рази.

Найбільші канцерогенні ризики для населення міста **Миколаїв** пов'язані з наявністю у приземному шарі атмосфери високого вмісту формальдегіду (НСНО), ризики від впливу якого суттєво більші порівняно з ризиками від інших поллютантів, як бачимо з рисунка. За значеннями сумарного канцерогенного ризику в 2020 році безпечним є перебування на відкритому повітрі не більше 5,4 годин на добу. Максимальне значення показника ΣR_p в

2020 році становить 2,87 одиниць, що свідчить про майже троекратну канцерогенну небезпеку для населення від сумарного впливу комплексу забруднюючих речовин при перебуванні на відкритому повітрі впродовж 24 годин.

Впродовж досліджуваного періоду для мешканців міста **Херсон** найвищі канцерогенні ризики хронічної дії відмічаються від сполук азоту – діоксиду азоту (NO_2) та оксиду азоту (NO). Пріоритетним за негативним канцерогенним впливом в 2016-2020 роках був діоксид азоту (NO_2), а в 2015 році – формальдегід (HCHO). В 2020 році безпечним було перебування в умовах відкритого атмосферного повітря міста не більше 4,1 годин на добу. Максимальний сумарний канцерогенний ризик при цілодобовому перебуванні на відкритому повітрі у місті в 2020 році досягав 3,37 одиниць, що свідчить про перевищення допустимого значення більш ніж втричі.

Впродовж 2015-2020 років в місті **Запоріжжя** найвищі канцерогенні ризики хронічної дії на населення відбуваються від впливу діоксиду азоту (NO_2), який є пріоритетним, та фенолу ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$). Аналізуючи графік ходу числових значень показника сумарного ризику встановлюємо, що в 2020 році безпечним було перебування в умовах відкритого атмосферного повітря не більше 4,6 годин на добу. При максимальному часі експозиції в 2020 році значення показника ΣR_p становило 3,65 одиниць, що свідчить про відповідне перевищення граничного значення більш ніж в три рази.

На наступних рисунках (рис. 2-5) представлені систематизовані результати розрахунку сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації населення від впливу комплексів забруднюючих речовин, які містились в приземному шарі атмосфери міст півдня України за весь шестирічний період дослідження для тривалості перебування на відкритому повітрі від однієї до двадцяти чотирьох годин. Логічним є факт того, що при збільшенні часу експозиції збільшується і значення ризику, так як вони пов'язані прямою залежністю.

Порівнюючи між собою графічний хід кривих сумарних ризиків хронічної інтоксикації населення від забруднення атмосферного повітря міст півдня України важливо їх проранжувати та встановити послідовність від міста з найвищими ризиками інтоксикації населення до такого, для населення якого показники небезпеки найменші.

Слід відмітити, що найвищі показники Rp_{24} характерні для міста **Одеса** (рис. 2), змінюються вони в діапазоні 4,59-5,12 одиниць. Максимальне значення показника сумарного ризику спостерігалось в 2015 році; в 2017 та 2019 роках відмічаємо незначне зменшення рівня загрози – значення показників майже досягли п'яти одиниць, але не перевищили цю границю; найнижчі числові значення показника Rp_{24} спостерігаються в 2016 та 2020 роках, і саме в 2020 році рівень ризику інтоксикації найнижчий за досліджуваний період, хоча, при цілодобовому перебуванні на відкритому повітрі під впливом комплексу поллютантів, перевищує граничне значення в 4,6 рази.

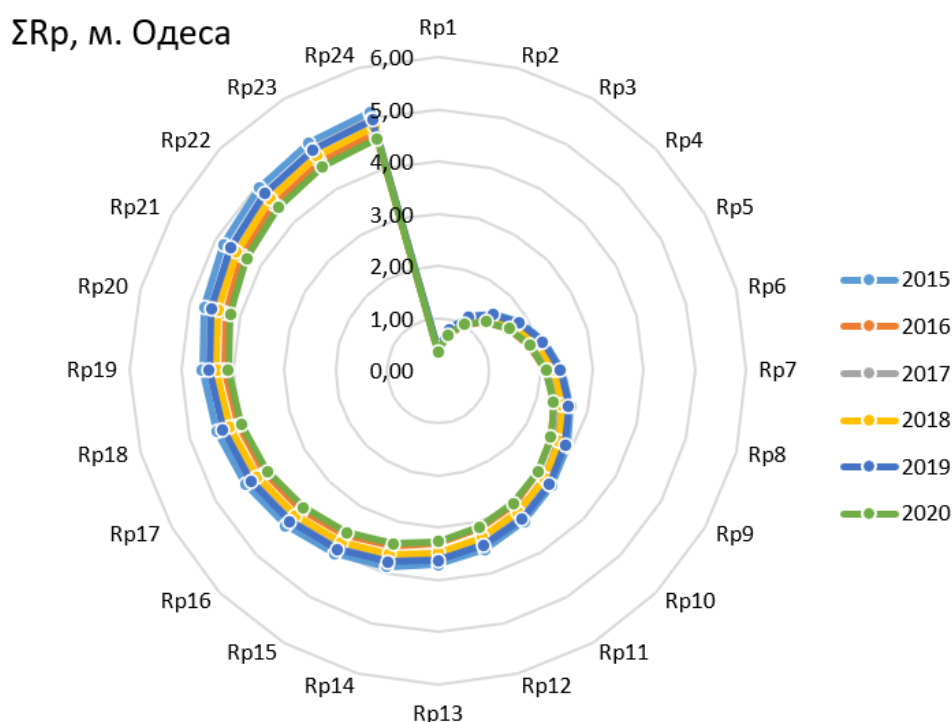


Рис. 2. Динаміка зміни сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації, пов'язаних із забрудненням атмосферного повітря міста Одеса

Наступним за зменшенням рівня сумарного ризику хронічної інтоксикації населення від забруднення атмосферного повітря є місто **Запоріжжя**. Аналізуючи криві сумарних ризиків хронічної інтоксикації (рис. 3) встановлюємо факт того, що порівняно з містом Одеса числові значення показника Rp24 для міста Запоріжжя не перевищують 4,0; тобто в середньому менші на одиницю. Змінюються значення сумарного показника ризику при максимальній експозиції (24 години) в діапазоні 3,43-3,74 одиниць. Максимальний ризик для населення від вдихання комплексу поллютантів відмічаємо в 2015 році; з 2015 до 2018 року ризик поступово зменшується, а значення показника Rp24 досягає свого мінімуму (3,43); в наступні 2019, 2020 роки спостерігаємо незначне збільшення числових значень сумарного ризику інтоксикації в місті Запоріжжя.

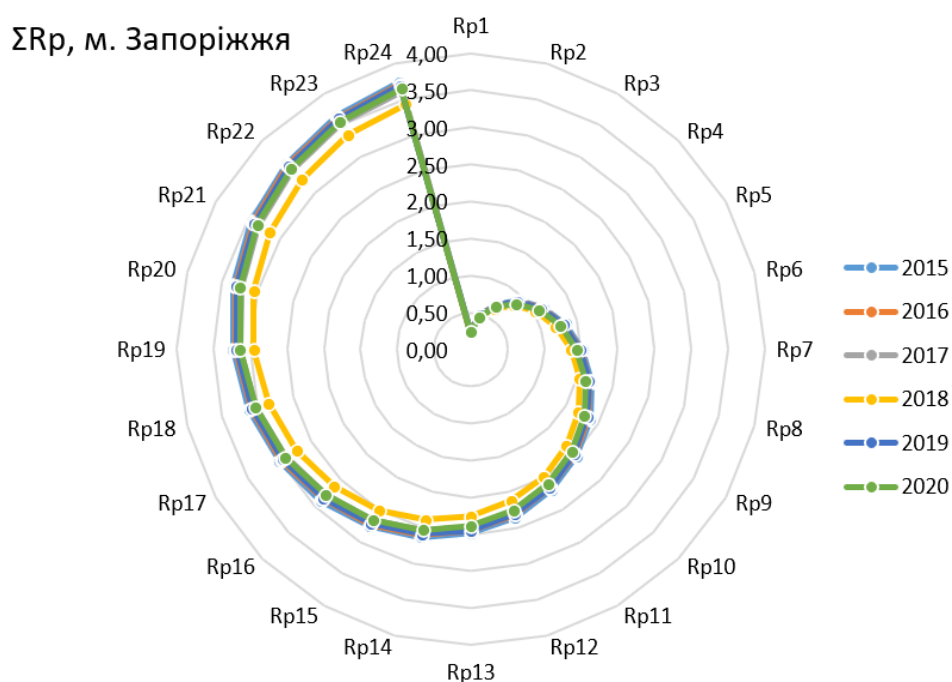


Рис. 3. Динаміка зміни сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації, пов'язаних із забрудненням атмосферного повітря міста Запоріжжя

Порівняно із Запоріжжям трішки краща ситуація в місті **Херсон**. Рівень сумарного ризику хронічної інтоксикації населення в місті (рис. 4) за осередненими показниками менший ніж в місті Запоріжжя, хоча характеризується більш широким діапазоном значень 3,12-3,88. Максимальне

значення показника Rp24 відмічаємо в 2015 році; з 2015 до 2017 року відбувається його зменшення до мінімуму (3,12), а з 2017 по 2019 рік ситуація погіршується.

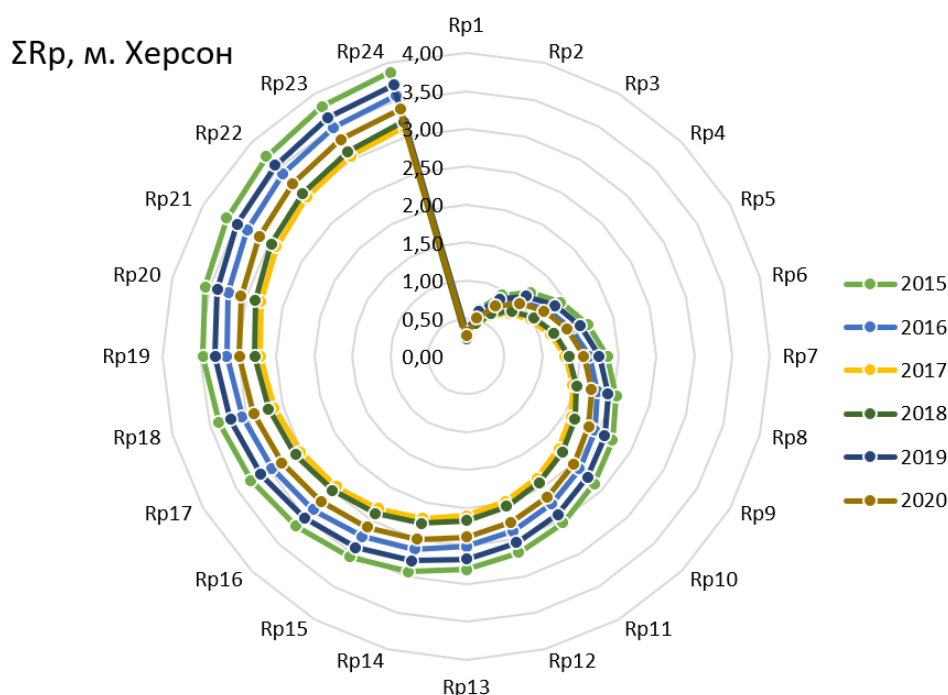


Рис. 4. Динаміка зміни сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації, пов'язаних із забрудненням атмосферного повітря міста Херсон

За результатами ранжування міст півдня України виявилось, що місто **Миколаїв** є найбільш безпечно для населення, так як сумарні ризики хронічної інтоксикації від вдихання суміші поллютантів виявилися найнижчими при аналізі ситуації в чотирьох містах. Аналізуючи динаміку зміни числових значень показників сумарного ризику при максимальній експозиції ($\tau=24$ години) (рис. 5) встановлюємо, що вони змінюються в діапазоні 2,87-3,5 одиниць. Вперше у дослідженні ми отримали значення ризику, які не перевищують три одиниці: в 2018 та 2020 роках відмічаються найменші ризики хронічної інтоксикації населення в місті Миколаїв. Не зважаючи на те, що в 2017 році спостерігаємо незначне збільшення показника ризику фіксуємо чіткий тренд зменшення ризику інтоксикації за період дослідження.

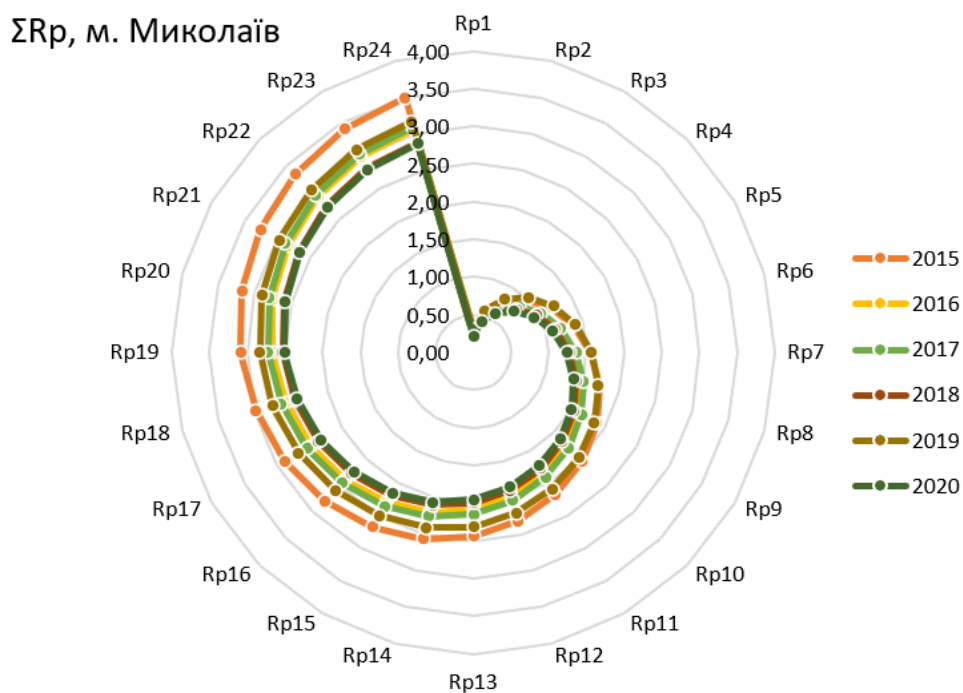


Рис. 5. Динаміка зміни сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації, пов'язаних із забрудненням атмосферного повітря міста Миколаїв

Встановлюємо безпечну тривалість перебування населення в умовах забрудненого повітря (рис. 6) за результатами аналізу графіків зміни сумарних канцерогенних ризиків хронічної інтоксикації протягом часу експозиції від 0 до 24 годин для всіх міст півдня України за період з 2015 до 2020 року. На рисунку міста розташовані зліва направо в порядку покращення умов безпеки для населення, що супроводжується зменшенням ризиків негативного впливу на них забруднення атмосферного повітря.

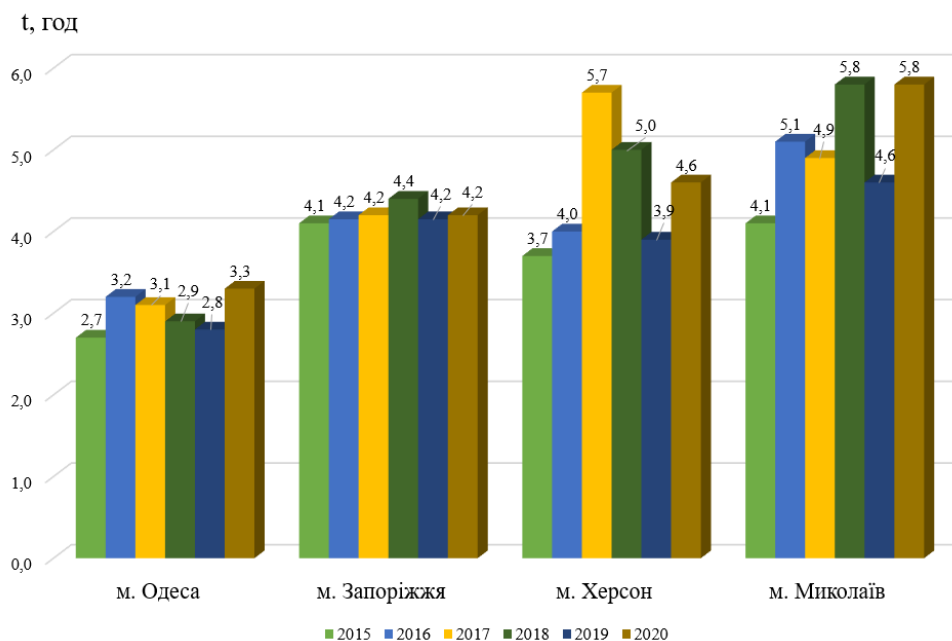


Рис. 6. Безпечна тривалість перебування людей в умовах забрудненого атмосферного повітря міст Півдня України (2015-2020 роки)

Порівнюючи безпечне за часом експозиції перебування людини в умовах відкритого повітря за наявного комплексу забруднюючих речовин у ньому та сумарні канцерогенні ризики хронічної інтоксикації у залежності від часу експозиції, встановлюємо що наднебезпечною щодо перебування людей в умовах забрудненого атмосферного повітря ситуація була в місті **Одеса**. Для мешканців цього міста рекомендовані безпечні часові відрізки були дуже короткими, тривалість яких не перевищувала 2,7 годин в 2015 році та 3,3 годин в 2020 році, інші безпечні можливості коливались у цьому діапазоні. Ця ситуація свідчить про значні ризики хронічної інтоксикації населення від забруднення атмосферного повітря. В місті **Запоріжжя** відмічається стабільно напружена ситуація щодо ризиків хронічної інтоксикації населення, яка прямо залежить від досить високого рівня забруднення атмосферного повітря поллютантами. Це вплинуло на незначні по тривалості відрізки безпечного часу перебування на відкритому повітрі мешканців міста, які коливались в діапазоні до 4,1 години в 2015 році та максимум до 4,4 годин в 2018 році, а саме тоді відмічались мінімальні значення сумарного ризику канцерогенного впливу.

Досить різномірною протягом шести років є ситуація в місті **Херсон**. В 2017 році при зафіксованому найнижчому рівні забруднення атмосферного повітря в місті встановлюємо найтриваліший безпечний час експозиції впродовж 5,7 годин в добу. Відповідно ситуації з найбільшим рівнем забруднення (2015 рік) відповідає безпечний час перебування в умовах забрудненого повітря для населення найкоротший за тривалістю – не більше 3,7 годин на добу. З 2017 року спостерігаємо за погіршенням ситуації. Найбезпечніші умови перебування на відкритому повітрі без шкоди для здоров'я спостерігаються в місті **Миколаїв** в 2018 та 2020 роках тривалістю до 5,8 годин за добу. В 2015 році через високий рівень забруднення атмосферного повітря у місті відмічався підвищений рівень ризику інтоксикації, тому безпечна тривалість перебування на відкритому повітрі в цьому році становить лише 4,1 години, що є найгіршим показником за весь період дослідження у цьому місті. Але аналізуючи ситуацію в цілому в Миколаєві відмічаємо стійкий тренд щодо збільшення безпечної тривалості перебування місцевих мешканців на відкритому повітрі протягом шестирічного періоду дослідження.

Висновки

1. З методичної точки зору аналізуючи застосовану у дослідженні «Методику оцінки ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря» встановлюємо, що вона враховує методичний підхід, який базується на оцінці ризику несприятливих наслідків для населення від негативних екологічних впливів, а саме від забруднення атмосферного повітря. Важливо відмітити спроможність Методики щодо врахування особливості токсичних властивостей забруднюючих речовин різних класів небезпеки. Несприятливі ризики хронічної інтоксикації організму людини від вдихання комплексу забруднювальних речовин стають реальними у тому випадку, коли тривалість часу експозиції перевищує рекомендований безпечний інтервал. Методика дозволяє встановити безпечну тривалість

перебування людей в умовах забрудненого атмосферного повітря, що є важливим для формулювати на основі досліджень чітких рекомендації для населення окремих міст, територій щодо можливостей мінімізації ризику несприятливого впливу.

2. За результатами дослідження виявлено, що пріоритетними у комплексі забруднювальних речовин атмосферного повітря міст Одеса та Миколаїв є формальдегід, міста Херсон – діоксид азоту та формальдегід, міста Запоріжжя – діоксид азоту та фенол.

3. В дослідженні за зменшенням рівня сумарного ризику хронічної інтоксикації населення від забруднення атмосферного повітря встановлена послідовність від міста з найвищими ризиками інтоксикації населення до міста, для населення якого показники небезпеки найменші. Найвищі показники сумарного ризику характерні для міста Одеса; максимальне значення ризику спостерігалось в 2015 році; найнижчі числові значення показника характерні для 2016 та 2020 років, але в цьому випадку при цілодобовому перебуванні на відкритому повітрі під впливом встановленого комплексу поллютантів ризик хронічної інтоксикації перевищує граничне значення в 4,6 рази, що є небезпечним для населення. Порівняно з містом Одеса значення сумарного показника ризику при максимальній експозиції для міста Запоріжжя є нижчими. Максимальний ризик для населення від вдихання комплексу поллютантів відмічається в 2015 році; з 2015 до 2018 року ризик поступово зменшується та досягає свого мінімуму, що перевищує норматив в 3,4 рази; в 2019-2020 роках спостерігається незначне підвищення ризику інтоксикації населення міста Запоріжжя. Рівень сумарного ризику хронічної інтоксикації населення в місті Херсон за осередненими показниками менший ніж в місті Запоріжжя, хоча характеризується більш широким діапазоном значень. Максимальне значення показника відмічається в 2015 році; до 2017 року відбувається його зменшення до мінімуму, який перевищує норматив втричі, а з 2017 по 2019 рік ситуація погіршується. Рівень небезпеки для населення від

забруднення атмосферного повітря в місті Миколаїв є найнижчим. Вперше значення ризику не перевищують норматив втричі. В 2018 та 2020 роках відмічаються найменші ризики хронічної інтоксикації населення; хоч і в 2017 році спостерігається незначне збільшення показника ризику, але фіксуємо чіткий тренд зменшення ризику інтоксикації за весь період дослідження.

4. У дослідженні встановлене безпечне за тривалістю перебування мешканців міст в умовах забрудненого атмосферного повітря. Для населення міста Одеса безпечні часові відрізки були дуже короткими, їх тривалість не перевищує 2,7 годин в 2015 році та максимум 3,3 годин в 2020 році, інші коливались у цьому діапазоні. В місті Запоріжжя безпечний час перебування на відкритому повітрі мешканців міста коливався в діапазоні до 4,1 години в 2015 році та максимум до 4,4 годин в 2018 році. В місті Херсон в 2017 році ми встановили найтриваліший безпечний час експозиції до 5,7 годин в добу, а в 2015 році найкоротший – не більше 3,7 годин. В місті Миколаїв в 2018 та 2020 роках спостерігаються найбезпечніші умови перебування на відкритому повітрі тривалістю до 5,8 годин за добу.

5. Аналізуючи результати оцінки канцерогенного ризику хронічної інтоксикації населення від забруднення атмосферного повітря великих міст півдня України встановлюємо, що міста розподілились за збільшенням ступеню безпечності для населення наступним чином: 1) Одеса, 2) Запоріжжя, 3) Херсон, 4) Миколаїв. Найбезпечнішими є умови в місті Одеса, а найбезпечнішим в місті Миколаїв. Результати цього дослідження перспективні з позиції представленої можливості застосування «Методики оцінки ризиків токсичних ефектів для здоров'я людей від забруднення атмосферного повітря» населених пунктів, регіонів для вивчення потенційних небезпечних впливів на населення, для попередження ризиків токсичних ефектів та збереження життя і здоров'я людей.

Список літератури

- Jin, L., Apte, J. S., Miller, Sh. L., Tao, Sh., Wang, Sh., Jiang, G., & Li, X. (2022). Global Endeavors to Address the Health Effects of Urban Air Pollution. *Environmental Science Technology*, 56, 6793-6798. (Global Endeavors to Address the Health Effects of Urban Air Pollution (acs.org))
- Kolisnyk, A., Chugai, A., Chernyakova, O., & Kuzmina, V. (2022). Methodical Bases for Taking into Account the Impact of Air Pollution on the Population Lifespan (On the Example of the City of Odessa, Ukraine). *Ecological Engineering & Environmental Technology*, 23(3), 40-46.
- Xia, F., Xing, J., Xu, J., & Pan, X. (2022). The short-term impact of air pollution on medical expenditures: Evidence from Beijing. *Journal of Environmental Economics and Management*, 114, <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0095069622000523>
- Yang, T., Zhou, K., & Ding, T. (2022). Air pollution impacts on public health: Evidence from 110 cities in Yangtze River Economic Belt of China. *Science of The Total Environment*, 851(1), <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896972205224X>
- Караєва, Н. В., & Варава, І. В. (2018). *Методи і засоби оцінки ризику здоров'ю населення від забруднення атмосферного повітря*. Київ: КПІ ім. Ігоря Сікорського, 56.
- Качинський, А. Б., & Сердюк, А. М. (1995). Методологічні основи ризику в медико-екологічних дослідженнях та його значення для екологічної безпеки України. *Лікарська справа*, 3-4, 5-15.
- Колісник, А. В., Снесар, А. В., & Чернякова, О. І. (2019). Врахування залежності «доза-ефект» при визначенні скорочення тривалості життя населення від забруднення атмосферного повітря. *Екологічна безпека*, 2(28), 75-80.
- Лисиченко, Г. В., Хміль, Г. А., & Барбашев, С. В. (2011). *Методологія оцінювання екологічних ризиків*. Одеса, Астропринт, 368.

- Павлов, С. Б. (2001). Екологічний ризик для здоров'я населення. *Медицинские исследования, 1*, 16-19.
- Сафранов, Т. А., & Колісник, А. В. (2021). *Системний аналіз якості навколишнього середовища*. Одеса, Одеський державний екологічний університет, 205.

ОСОБЛИВОСТІ ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ МАЛОЇ СТЕПОВОЇ РІЧКИ ЦАРИГОЛ

Наконечна Ю.О., Одеський державний екологічний університет, аспірантка
кафедри екології та охорони довкілля, Україна

Чугай А.В., Одеський державний екологічний університет, д.т.н., проф., декан
природоохоронного факультету, Україна

Abstract

The paper presents the results of three years of research on the Tsaryhol River. It is one of the smallest steppe rivers in Odesa and Mykolaiv regions. At present, it is actually a dry steppe watercourse. The hydrographic network of the Tsaryhol contains several powerful tributary beams with 32 ponds. Of these, only 5 are periodically drained. The drying up of the ponds is evidence of negative changes in surface runoff against the background of rising temperatures and disruptions in the water balance of underground horizons. The water of the Tsarygol River belongs to the bicarbonate-calcium class with a high level of mineralization. According to the available data, the water quality is characterized as "dirty" (class V) according to the water pollution index. Further monitoring studies of the river are needed to assess and predict the transformational changes of the watercourse, as well as to develop sound recommendations for making management decisions on the protection and restoration of small rivers in the steppe zone.

Вступ

Малі річки є основою гідрографічної мережі України, сприяючи формуванню 60 % загального річного стоку, частка якого відчутно зростає в південних регіонах (Яцик, Бишовець та Богатов, 1991). Так, із 121 річки Миколаївській області 113 (93,4 %) належать до категорії «малих», їх сумарна довжина складає 2725 км, або 75,6 % довжини наявної гідромережі (3604,84 км)

(Водний фонд Миколаївської області, 2018). Функціонально вони забезпечують водовідведення та дренацію водозборів і відповідну регуляцію водного балансу належних їм підземних горизонтів. Більшість із цих водотоків нині має лише сезонну проточність, проте вони цілорічно утримують підземний стік, із яким пов'язані основні джерела питного водопостачання місцевого населення.

Водночас малі степові річки першими потерпають від агрогенної трансформації ландшафту, техногенної діяльності та кліматичних коливань. Закономірною реакцією на дію вказаних чинників стає явище пересихання річок та їх перехід до існування в режимі підземного стоку. Суттєва гідроекологічна специфіка пересихаючих річок (Leigh & Datry, 2017) вимагає розробки відповідних підходів щодо їх вивчення, захисту та управління (Cid Fritz & Autrey, 2017). До таких річок належить і мала річка Царигол, розташована на межі Одеської та Миколаївської областей.

В останні роки із зростанням посушливості клімату критичний стан малих річок ініціював необхідність їх системних досліджень, стимульовану пошуком шляхів охорони та збереження екосистемної ролі степової гідромережі. Саме усвідомлення специфіки пересихаючих річок спричинило необхідність їх типологічного уособлення і розробки відповідної методології досліджень. У 2010-2011 рр. за пропозицією групи дослідників малих річок США, яку очолював д-р Тібо Датрі (Datry, Arscott & Sabater, 2011; Datry et al., 2018) тимчасово проточні річки виділені в окрему групу під назвою IRES (від Intermittent Rivers and Ephemeral Streams) – тимчасово-проточних річок і ефемерних водотоків. Це дозволило окреслити специфіку об'єкту досліджень та напрацьовувати відповідні методи досліджень. У групі IRES-водойм присутній майже повний спектр тимчасових водотоків – від сухих річок пустелі (ваді) та сезонно проточних струмків-кріків (creek) до каналізованих водойм із зрегульованим стоком. Серед малих річок Миколаївської області подібні типологічні варіації теж присутні, а їх крайніми формами виступають практично сухі річки приморської рівнини – Царигол, Сасик, Сухий Єланець

тощо. Тому, р. Царигол може слугувати модельним об'єктом, гідроекологічне вивчення якого дозволяє простежити основні трансформаційні закономірності деградації водотоку під дією довготривалого негативного впливу кліматичних і антропогенних чинників.

Специфіка даного дослідження зумовлена особливостями розташування р. Царигол та мінімальної інформацією щодо її стану. Модельна цінність об'єкту дослідження спричинена однорідністю геоморфологічних, гідрологічних, кліматичних і зональних умов степової території, на якій розташована гідросистема р. Царигол. Так, метою даної роботи є вивчення сучасного гідроекологічного стану річки як натурної моделі пересихаючих річок причорноморських степових рівнин.

Аналіз основних досліджень і публікацій

Огляд літератури показав, що гідроекологічний стан р. Царигол не слугували предметом спеціальних досліджень. Досить обмежена також і загальна інформація щодо даного водотоку, назва якого навіть до сьогодні не набула сталості. Зумовлено це як маловодістю річки, розташованій у віддаленій малонаселеній місцевості, так і її мінімальним водогосподарчим значенням.

Обидві сучасні назви річки – Царигол і Царега – є трансформованими варіантами тюркської назви Сари-Голь – «жовта вода» (Зеленко та Касім, 2013). Жодних гідропостів на річці ніколи не було, перший гідрологічний опис річки виконаний фахівцями УкрГМНДІ упродовж 6-10 вересня 1955 р., результати якого представлені в оглядовому щорічнику 1978 р. щодо ресурсів поверхневих вод України і до сьогодні зберігають свою значимість. Надалі мали місце лише рідкісні обстеження окремих ділянок річки, які носили суто рекогносцирувальний характер. Лише в 2015-2022 рр. оперативні дані щодо стану малих річок Причорномор'я стали епізодично з'являтися у звітах ВП «Причорноморський Центр водних ресурсів і ґрунтів» та на офіційному сайті Басейнової Ради річок Причорномор'я.

Характеристика території досліджень

Мала степова річка Царигол (Царега) є найнижчим лівим притоком Тилігульського лиману, впадаючи до нього в районі с. Ташино. Вся ця місцевість належить водогосподарчій ділянці М5.8.0.03 (р. Тилігул та лиман) басейну річок Причорномор'я. Загальна довжина річки складає 55,1 км (найбільш віддалена точка), або 47,65 км по руслу (41,9 км по середній гілці), коефіцієнт звивистості 1,26. Загальний похил русла 1,6 ‰, похил тальвегу витокових гілок (до с. Ряснопіль) – 2,6 ‰, похил русла в пониззі – 0,8 ‰. Гирлова частина Цариголу утворює солонуватоводний міні-лиман (по суті – естуарій) довжиною 2,1 км із глибинами до 2,0 м, рівень якого ідентичний лиманському. Водозбір річки (рис. 1а) площею 627 км² являє собою західну, гідрографічно уособлену ділянку Тилігуло-Березанського межиріччя, розташовану між лівим берегом Тилігульського лиману і водорозділом річки Сасик. Орографічно (рис. 1б) це типова денудаційна приморська рівнина з дирекцією нахилу у бік морського узбережжя (перепад висот від 112 до 15 м) і частково на захід – до Тилігульського лиману. Середня висота водозбору 80 м, коефіцієнт розвитку його вододільної лінії 1,33, коефіцієнти асиметрії 0,27 та ширини 0,28, орієнтація – південний захід (Багаторічні дані про режим, 2017).

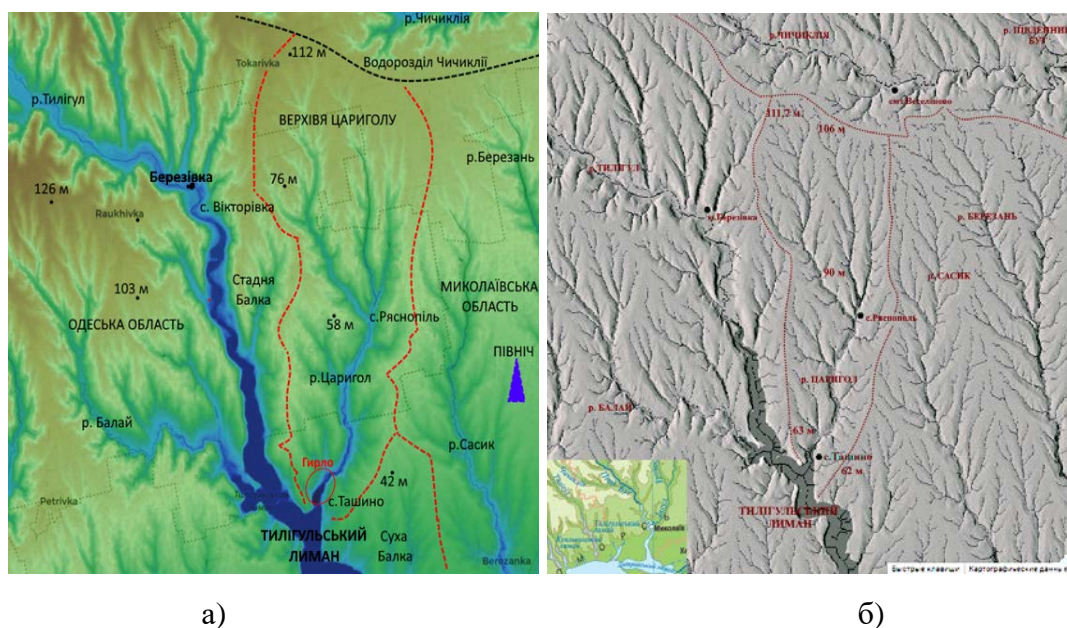


Рис. 1. Топографія водозбору: (а) і гідрографічна мережа Цариголу (б) (червоним пунктиром виділено межі басейнової зони) (TessaDEM, 2023)

Середня густина річкової мережі Тилігуло-Березанського межиріччя мінімальна – 0,09 км/км². Переважаючими ґрунтами є чорноземи південні, остаточно солонцюваті, які ближче до гирла набувають перехідних чорноземно-каштанових варіацій. Заплавні ділянки Цариголу містять лучно-солонцюваті ґрунти змішаного складу, частково оглеєні, місцями лучно-болотяні. Пониззя та гирло вже належать місцевостям Сухого Степу, залишкові природні ділянки якого збережені на схилах Тилігульського лиману (Маринич та Шищенко, 2006).

Гідрогеологічно – це територія Причорноморського артезіанського басейну, основні водні горизонти якого зосереджені в пісках та вапняках понтичного ярусу неогенових відкладів на глибинах більше 70 м і, відповідно, не відкриваються ерозійними врізами малих річок. У гідрохімічному відношенні поверхневі та підземні води (зони аерації) відповідають гідрокарбонатно-кальцієвому класу і характеризуються підвищеною мінералізацією (900-1700 мг/дм³) з високим вмістом сульфатів та надмірною жорсткістю (6-9 мг-екв./дм³) (Лущик, Морозов та Мелешин, 1981).

Матеріали та методи досліджень

Основними матеріалами є результати польових досліджень, виконаних у 2020-2022 рр. Також використані ретроспективні дані, картографічні матеріали, програмні засоби спеціалізованих сайтів і геопорталів. Так, дані щодо рельєфу, орографії, пересічних і абсолютних висот досліджуваної території фіксовані на основі можливостей геопорталу Gis Map Server, версія mapserver 7.0.7. Для картографування польових маршрутів та реперних точок у зоні досліджень опирались на можливості кросплатформеної геоінформаційної системи QGIS ver. 3.28.3 (QGIS Desktop, 2023) (додаток SAGA GIS 7.8.2). Ландшафти ідентифікували за Єдиною класифікацією природних і антропогенно змінених ландшафтних комплексів (Сорокіна, 2019), біотопи – відповідно Загальної

класифікаційної схеми (Дідух, 2020), оселища – за класифікацією EUNIS (Онищенко, 2016).

Експедиційно-польові обстеження р. Царигол та її водозбору проводили в різні сезони і на різних режимах водності. Всього виконано 4 серії маршрутних обстежень, останнє з яких 12-13 лютого 2023 р. проведено разом із співробітниками Тилігульського РПП у процесі середньо-зимових обліків зимуючих птахів.

Гідрохімічні дослідження відібраних проб води виконували в спеціалізованій лабораторії води на базі кафедри екологічної хімії Національного університету кораблебудування ім. адм. Макарова (м. Миколаїв).

Стокові характеристики водозбору та гідрометричні параметри водотоку розраховано на основі нормативного документу «Визначення розрахункових гідрологічних характеристик. ДБН В.2.4-8:2014 (чинні з 01.01.2015) (ДБН В.2.4-8:2014, 2014). Дослідження та оцінки стану водозбірних площ виконано згідно з «Методикою дослідження екологічного стану басейнів малих річок» (Совгіра, Гончаренко, Гончаренко та Берчак, 2016). Оцінка якості вод визначалась із застосуванням індексу забруднення вод ($IЗВ$):

$$IЗВ = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i} \quad (1)$$

де C_i – середнє арифметичне показника якості води,

$ГДК_i$ – відповідна $ГДК$ (за рибогосподарськими нормативами).

Згідно з методикою визначають такі класи якості води за значенням $IЗВ$: I – дуже чиста ($IЗВ \leq 0,3$); II – чиста ($0,3 < IЗВ \leq 1$); III – помірно забруднена ($1 < IЗВ \leq 2,5$); IV – забруднена ($2,5 < IЗВ \leq 4$); V – брудна ($4 < IЗВ \leq 6$); VI – дуже брудна ($6 < IЗВ \leq 10$); VII – надзвичайно брудна ($IЗВ > 10$) (Романенко, 2006).

Результати досліджень

Розпочавши восени 2020 р. польові обстеження річки та орієнтуючись на картографічні матеріали різних років, відразу зіткнулись із проблемою ідентифікації витоків та балок, які формують верхів'я Цариголу. Останнє являє собою складну систему суходільних лощин із двома – трьома ступенями залежності, найдовшою з яких є крайня права гілка, започаткована майже на водорозділі р. Чичиклія. Проте, на давніх картах 1853-1868 рр. єдиний витік Цариголу фіксований по крайній лівій балці, що проходить через с. Основа (найбільш східний населений пункт Одеської області). Саме ця балка на картах Google Earth також позначена як «р. Царигол» або «балка Царега». Відповідно, по крайній лівій гілці довжина від витоків до гирла 39,7 км, по середній гілці витоків – 47 км, а по найдовшій крайній правій гілці – 55 км. Всі три гілки витоків започатковані на висотах 112 – 108 – 105 м і поєднуються лише в районі с. Ряснопіль за 19 км від гирла. Їх злиття утворює центральне русло до 3 м ширини і глибиною до 1,8 м, яке помірно меандрує в ґрунтових берегах заплави (ширина її до 200 м). У пониззі річка перекрита низкою невисоких (до 2 м) ґрунтових гребель, перед якими утворено декілька мілких (до 0,7 м), але широких озероподібних утворень, розташованих у межах заплави.

Польовими обстеженнями встановлено, що всі три гілки витоків Цариголу в 1953-1975 рр. були піддані водогосподарчій трансформації шляхом побудови низки ставків. Права гілка містить 6 ставків, середня – 5, ліва – 9, середня висота гребель 4,6 м, розрахунковий обсяг їх сумарного водонакопичення – 9,2 млн. м³ (рис. 2). Проте, на початок обстеження в 2020 р. всі ставки в басейні річки були висохлими, навіть упродовж дощового 2021 р. жодних водонакопичень не відбувалось. Така ситуація триває з кінця 90-х рр. минулого сторіття, що є безперечним свідченням негативних змін поверхневого стоку на фоні підвищення температури і порушень водного балансу підземних горизонтів.

Судячи з історичних документів XVIII ст. (Туранли, 2010), явища пересихання цієї малої річки відбувались здавна, спричиняючи значні проблеми для місцевого населення, яке майже цілком лишалось водопою для тварин, а часом і єдиних джерел питного водопостачання. Характерно, що поряд із найбільш давніми залишками гребель і загат, яких ще немає навіть на картах 1846-1863 рр., постійно присутні й колодязі. Останні мають глибину 4-5 м і викладені грубим камінням, яке вказує на стабільно достатній рівень підземних вод, які в іншому разі при нещільній кладці стінок не могли б утриматись у колодязях.

Так, перші водогосподарчі побудови проточного типу на маленькому Цариголі були започатковані більше 200 років тому і вже тоді функціонували в умовах сезонної маловодності. Сучасна тривалість безперервного обводнення Цариголу (на ділянці від с. Ряснопіль до гирла) складала 43 дні в 2020 р., 81 – у 2021 та 59 днів у 2022 рр. При цьому короткочасно (26-35 діб/рік) проточні верхні ділянки являють собою рівчакові водотоки струмкового типу в ґрунтових берегах і відрізняються вираженою течією зі швидкістю до 0,8 м/с.

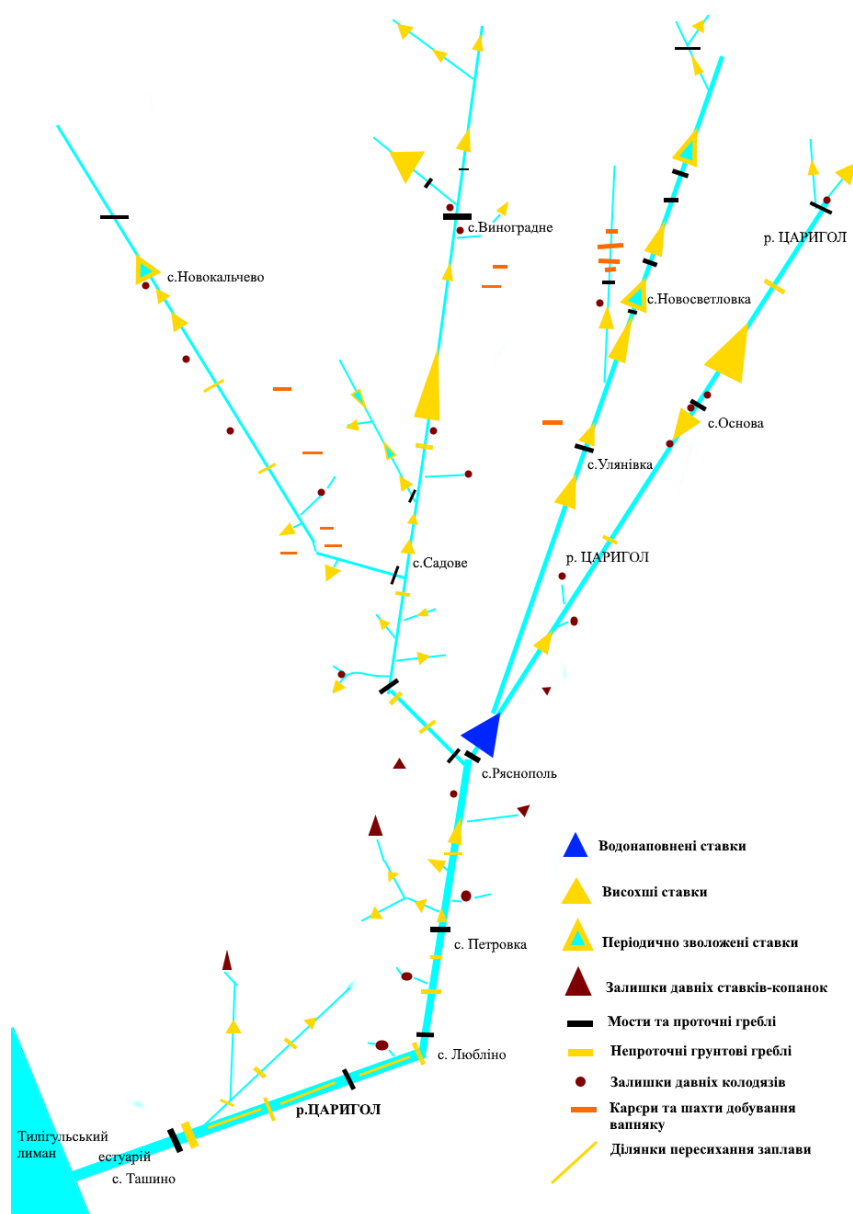


Рис. 2. Сучасна лінійно-притокова та водогосподарча схема р. Царигол

Обводнена ділянка меандруючого русла в пониззі характеризується майже відсутніми ознаками течії, що проявляється лише в умовах водопілля та дощових паводків. Разові оцінки стоку в створі с. Петрівка коливались від $0,3 \text{ м}^3/\text{с}$ у лютому 2021 р. до $0,7 \text{ м}^3/\text{с}$ у березні 2022 р., а при літньо-дощових паводках у червні 2021 р. разовий стік сягав $1,2 \text{ м}^3/\text{с}$.

Сучасні кліматичні умови Тилігуло-Березанського межиріччя, частково розташованого в зоні впливу бризових вітрів, відрізняючись значним рівнем посушливості, явно тяжіють до характеристик сухо-степового комплексу.

Середньорічні температури тут одні з найвищих у Північно-Західному Причорномор'ї, які сягали в 2017-2021 рр. +11,3 °С, що в умовах високої вітрової активності та безхмарного неба спричиняє інтенсивне випаровування на рівні 850-870 мм/рік. Зволоженість також одна з найнижчих у континентальній Україні – 290-330 мм/рік при вираженій в останні десятиріччя тенденції в сторону зменшення, переважно за рахунок нестачі опадів зимового періоду. Сталий сніговий покрив у 86 % зим (XX ст.) був відсутній, середня глибина промерзання ґрунту не перевищує 25-28 см. Середньорічна відносна вологість повітря 62 % з максимумом з середини грудня до кінця березня (85 %) і тривалим мінімумом у літньо-осінній період (менше 40 %).

Сумарна площа лісовкритих земель (у т.ч. польових лісосмуг) у межах басейну складає 1,92 тис. га (3,06 %). Масиви лісонасаджень (1,32 тис. га) присутні на схилах правої та середньої гілки витоків і долини Цариголу між селами Ряснопіль і Петрівка, що розташовані на території Одеської області (закладені в 1959-1983 рр.). Проте значний рівень оранки земель водозбору (62,2 %) з переважанням площ схилених полів (78,84 % оранки) практично нівелює опір ландшафту та спричиняє великі ерозійні втрати ґрунтів. Водночас, саме в басейні Цареголу досі збережені великі (90-240 га) ділянки природного степу загальною площею 7,2 тис. га (11,5 %), які разом із цілиними землями Широколанівського полігону формують один із найбільших в Україні південно-рівнинних степових масивів.

Руслові ставки в долині р. Царигол та її притокових балок мають давнє походження, що свідчить про постійні потреби водонакопичення і водозбереження. Проте в 2003-2007 рр. абсолютна більшість штучних водойм вже були сухими з ознаками значної замуленості. Періодичне водонакопичення відбувається лише в невеликих ставках, переважно у верхів'ях. Влітку-восени 2020 р. в зоні досліджень спостерігали хід робіт щодо відновлення сухого на той час руслового ставка на північній околиці с. Ряснопіль, якими переміщено більше 10 тис. м³ ґрунту з метою розчищення та поглиблення тальвегу на 2,1 м.

Восени 2021 р. цей ставок мав до 3,6 га водного дзеркала і був зариблений дворічками коропа звичайного та амура білого. Станом на кінець січня 2022 р. оцінкова площа дзеркала ставка визначена в 9 га, тоді як площа раніше існуючого там великого ставка (за звітами сільради в 1986 р.) складала 38 га з глибинами 2-4 м.

Через несталість режиму обводнення р. Царигол відбір проб води для гідрохімічних досліджень був реалізований лише в травні та серпні 2021 р. Воду відбирали з двох точок – із Ряснопільського ставка та з русла передгирлової частини річки (восени 2020 р. була сухою). Результати досліджень відображені в табл. 1.

Таблиця 1

Показники якості води з різних ділянок р. Царигол

| Дата та місце відбору проб води | Показники якості води, мг/дм ³ | | | | | | | | | | | | | |
|--|---|------------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------|------------------|------------------|-----------------|----------------|----------------|------------------------------|------------------------------|------------------|-------------------|
| | pH, од. | Мінералізація, Σ | HCO ₃ ⁻ | SO ₄ ²⁻ | Cl ⁻ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | K ⁺ | O ₂ | NH ₄ ⁺ | NH ₃ ⁻ | P _{заг} | Fe _{заг} |
| Вода з руслового ставка с. Ряснопіль | | | | | | | | | | | | | | |
| 26.05.2021 р. | 7,6 | 1061,5 | 311 | 334 | 228 | 86 | 56 | 41 | 5,5 | 9,2 | 3,1 | 18 | 2,15 | 0,2 |
| 24.08.2021 р. | 7,8 | 1107,0 | 330 | 323 | 242 | 91 | 57 | 48 | 6,0 | 6,0 | 3,2 | 31 | 2,17 | 0,2 |
| Вода з русла передгирлової ділянки річки | | | | | | | | | | | | | | |
| 26.05.2021 р. | 8,2 | 1259,0 | 380 | 402 | 274 | 83 | 65 | 49 | 6,0 | 11,6 | 3,9 | 15 | 1,11 | 0,2 |
| 24.08.2021 р. | 8,2 | 1302,8 | 415 | 380 | 281 | 101 | 68 | 52 | 5,8 | 4,5 | 3,8 | 23 | 1,11 | 0,2 |

Так, вода належить гідрокарбонатно-кальцієвому класу з високим рівнем мінералізації, проте в просторовому та сезонному відношенні різняться вмістом сульфатів і хлоридів. Оцінка якості вод на основі *ІЗВ* показала, що їх можна віднести до категорії V – брудна. Проте дані дворазового контролю води,

виконані в травні – червні 2021 р. відображають лише ситуативні характеристики водотоку в умовах аномально зволоженого року (482 мм/рік), тоді як багаторічні меженні та паводкові характеристики забруднення річкової води не встановлені.

Необхідно відмітити, що показники вмісту кисню в усіх досліджених пробах виявились задовільними. Достатній рівень кисню був навіть у зразках, відібраних у болотистому пониззі, що свідчить про позитивний вплив дощового стоку. З ним же вірогідно пов'язана й міграційна присутність амонійного азоту, нітратів та фосфору, привнесеного з полів. Але в цілому значення гідрохімічних показників якості вод з різних ділянок р. Царигол, отримані в 2021 р. в умовах значно підвищеного рівня атмосферних опадів – 482 мм (247 мм у 2020 і 282 мм у 2019 рр.) не є репрезентативними в багаторічному відношенні. Можливий також і вплив підземного живлення, що найбільш вірогідний у тальвеговій частині Ряснопольського ставка, поглибленого в товщах крупнозернистих пісків.

У процесі польових обстежень р. Царигол відмічено й порівняно незначні обсяги руслових акумуляцій при явно виражених ознаках ерозійних втрат ґрунтів із схилів полів. Пояснити це явище можливо лише інтенсивним міграційним переміщенням останніх через досить пряме русло в умовах великого перепаду висот витоків/пониззя (майже 100 м) та частковим накопиченням змитого ґрунту чисельними греблями і загатами. Вираженість акумуляцій присутня лише в пониззі, де сформована заплава з рослинністю степового типу. Сучасні товщі акумуляційних накопичень у передгірловій ділянці оцінені в 5-7 м (Михайлюк, 2001), які й вказують на кінцевий рівень заглиблення давнього базису ерозії.

Сучасна природна рослинність в долині річки типологічно неоднорідна. Загалом вона зберігає сухо-степову специфіку трав'янистих угруповань, сформованих на основі вузьколистих ксерофітних видів, які в пониззі заміщаються представниками солестійкого комплексу. Рослинність притокових

балок представлена дигресивними типчакково-тонконоговими комплексами з ділянками ковилового степу та полиновими формаціями за присутності кермеку звичайного, шавлії сухо-степової, залізняка тощо. Лучно-болотяна рослинність передгірлової частини річки представлена ценозами на основі очерету звичайного, рогозу, комишу озерного. Ділянки суто солончакового типу присутні лише в гірловій зоні та на берегах Тилігульського лиману.

З 2001 р. практично все пониззя р. Царигол входить до складу земель Тилігульського РЛП, створеного з метою збереження залишкових масивів типчакково-ковилових степів і петрофільно-степових рослинних комплексів. Дієвий режим охорони сприяє частковому відновленню природної рослинності та формує необхідні умови для існування багатьох видів місцевої біоти. Тож у загально-класифікаційному плані через суттєву біотопічну та гідрологічну неоднорідність річки її характеристики в якості ацени існування прісноводних оселищ можливо диференціювати у межах трьох типів: 1) прибережні річки помірного поясу (*temperate coastal rivers*); 2) заплави річок помірного поясу й болота (*temperate floodplain rivers and wetlands*); 3) пересихаючі (*xeric freshwaters and endorheic basins*) (Прісноводні оселища, 2018).

Первинна іхтіофауна р. Царигол є похідною від іхтіокомплексів Тилігульського лиману, який до початку 70-х років минулого сторіття ще утримував характер солонуватоводної водойми з прісноводною вершиною. Із побудовою у верхів'ях руслових ставків та їх зариблення були сформовані штучні угруповання на основі коропа і карася звичайного. В Ряснопольському ставку до 1989 р. також існували раки, походження яких, скоріш за все мало завісний характер. Сучасна природна іхтіофауна Цариголу присутня лише в гірловій частині річки, що є затокою Тилігульського лиману і представлена суто солонуватоводними і морськими видами. Серед останніх чисельно переважають представники родини бичкових, глоса, атерина, у вересні-жовтні заходить кефаль та судак. Вище по річці риба присутня лише в ставку с. Ряснопіль, зарибленого в 2021 р. молодняком коропа звичайно та амуру

білого. Таким чином, із середини ХХ ст. і станом на 2023 р. природна прісноводна іхтіофауна в Цариголі відсутня.

Обговорення

Матеріали досліджень р. Царигол розкривають низку різносторонніх характеристик, визначальних щодо її специфіки. Ключове значення має ідентифікаційна сутність досліджуваного об'єкту в його сучасному стані, тобто чи є він дійсно водним об'єктом у межах існуючих типологічних градацій. Опираючись на п. 7 діючої «Методики визначення масивів поверхневих та підземних вод» (Методика визначення масивів поверхневих та підземних вод, 2019), Царигол як природний водотік із сезонно-тимчасовою проточністю безперечно відповідає категорії 1 – «Річки», тож є водним об'єктом. Останній, за наявності руслових ставків і гребель деталізується ознаками категорії 5 – штучно змінені водні об'єкти (ІЗВО). Окрім цього, гирлова частина річки при впадінні в солонowodний Тилігульський лимані чітко ідентифікується в межах категорії 3 – «Перехідні води». Таким чином, мала степова річка Царигол, розташована в одній із найбільш посушливих місцевостей України і відрізняючись украй нестабільним гідрологічним режимом, цілком відповідає характеристикам IRES-групи. По суті Царигол нині являє собою крайній варіант існування пересихаючої річки, що знаходиться на межі переходу в суходільну балку.

В загально-господарчому плані сучасні оцінки стану Цариголу однозначно негативні – в наявному стані майже цілорічно суха річка абсолютно непридатна для питного, зрошувального і рекреаційного використання. Перспективи такого використання без додаткових водогосподарчих заходів відсутні. Головною причиною цього слугує критичний вододефіцит річки та її водозбору, спричинений комплексом природних кліматично-географічних умов середовища, обтяжених впливом агрогенних чинників.

Водночас в басейні річки відсутні техногенні виробництва, з кінця 70-х рр. ХХ ст. припинені й невеликі за обсягом кар'єрні видобутки будівельного вапняку, піску та щебню. Завдяки їх відсутності та хвилястого рельєфу в басейні річки ще присутні ділянки первинно-степового ландшафту, збережена яружно-балкова система водовідведень і цілорічний підземний стік. За останні 30 років в агровиробництві практично не функціонує галузь тваринництва, значна кількість дрібних населених пунктів зникла зовсім, що відчутно зменшило прямий і опосередкований антропогенний тиск на довкілля. Також і сучасний водозабір із підземних горизонтів має незначний обсяг, витрати якого покриваються природним шляхом. Відносно малочисельне населення, відсутність залізничних і автомобільних магістралей, небезпечних виробництв та відповідних джерел забруднення середовища сприяє його задовільному екологічному стану, який поширюється і на річкову систему. Перехід її до підземного стоку та відповідні зміни річково-залежних біоценозів зумовлені переважно природними процесами, пов'язаними з кліматичною нестабільністю останніх десятиріч.

Приклад аналітичних узагальнень по р. Царигол вказує на певну невизначеність, яка обумовлена відсутністю стратегічного бачення майбутнього малих річок вододефіцитних регіонів, про що й наголошують їх дослідники (Асуїна et al., 2014; Galea, Sadler, Hannah, Datry & Dugdale, 2019). Сучасна відсутність чіткого розуміння мети і водогосподарчих перспектив при роботі з пересихаючими річками криється навіть за визнанням необхідності їх охорони та відновлення, конкретних чітких шляхів реалізації яких поки не обрано. Нагальна необхідність розв'язання питань, пов'язаних із стратегією, тактикою і методологією підходів до майбутнього саме малих пересихаючих річок зумовлена збереженням ними важливих «екосистемних послуг». У їх числі – функція водовідведення та поверхневої дренації, регуляція водного балансу підземних горизонтів, які забезпечують питне водопостачання населення. Не менш важливе значення р. Царигол виражено і в його цінності як

природного екорезервату для багатьох видів природної біоти, підтримки існування пасовищних біотопів, місць сезонної концентрації мігруючих птахів, частина яких лишається на зимівлю. Безперечно збережений і потенціал річки щодо можливостей сезонного накопичення води в ставках із подальшим господарчим використанням таких запасів. Останнє ставить і методологічно-технічну проблему щодо адаптації локально-місцевої водогосподарчої діяльності в наявних кліматичних умовах, які проявляють акцентовану тенденцію до аридизації. Певно, що шляхи розв'язання таких проблем вже слід шукати в досвіді ведення водогосподарчої галузі в зоні Напівпустель і Пустель.

Висновки

1. Мала річка Царигол, розташована в найбільш посушливій місцевості на межі Миколаївської та Одеської областей, до наявного часу є одним із найменш досліджених та інформаційно освітлених водотоків Південного Степу України.

2. Сучасний стан р. Царигол демонструє крайні форми кліматично-зумовленої деградації природного водотоку на межі його переходу в суходільну балку, проте лишається важливим компонентом польового агроландшафту Тилігуло-Бузького межиріччя, забезпечуючи його мозаїчність та гетерогенність місцевих екосистем.

3. Здавна знаходячись у критичних умовах водозабезпеченості та довготривалого антропогенного перетворення водозбору, гідросистема річки впродовж останніх десятирічь демонструє майже весь спектр різнофазових реакцій природного опору і зберігає більшість екосистемних функцій у складі поле-степових екосистем Північно-Західного Причорномор'я.

4. Моніторинг гідроекологічного стану тимчасового проточної р. Царигол, вивчення трансформаційних змін водозбору та оцінки їх впливу на поверхнево-стокові параметри місцевості є важливим засобом щодо розуміння

основних закономірностей функціонування, перспектив охорони і відновлення малих річок Півдня України в цілому.

Перспективи подальших досліджень безперечно пов'язані з необхідністю моніторингових досліджень р. Царигол, результати яких необхідні для оцінки і прогнозу подальших трансформаційних перетворень водотоку, на основі яких можливо розробити обґрунтовані рекомендації для прийняття управлінських рішень щодо охорони та відтворення малих річок Степу.

Список літератури

- Асуїна, V., Datry, T., Marshall, J., Barceló, D., Dahm, C. N., Ginebreda, A., McGregor, G., Sabater, S., Tockner, K., & Palmer, M. A. (2014). Why should we care about temporary waterways? *Science*, 343, 1080-1081. doi: 10.1126/Science.1246666
- Cid Fritz, K., & Autrey, N. B. (2017). Governance, legislation, and protection of intermittent rivers and ephemeral streams. In *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams. Ecology and Management*, 477–507. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803835-2.00019-X>
- Datry, T., Arscott, D. B., & Sabater S. (2011). Recent perspectives on temporary river ecology. *Aquatic Sciences*, 73, 453-457. doi: <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0236-1>
- Datry, T., Boulton, A. J., Bonada, N., Ken, F., Leigh, C., Sauquet, E., Tockner, K., Hugueny, B., & Dahm, C. N. (2018). Flow intermittence and ecosystem services in rivers of the Anthropocene. *Journal of Applied Ecology*, 55(1), 353-364. doi: 10.1111/1365-2664.12941
- Galea, A. B., Sadler, J. P., Hannah, D. M., Datry, T., & Dugdale, S. J. (2019). Mediterranean intermittent rivers and ephemeral streams: Challenges in monitoring complexity. *Ecohydrology*, 12(8). doi: <https://doi.org/10.1002/eco.2149>

- Leigh, C., & Datry, T. (2017). Drying as a primary hydrological determinant of biodiversity in river systems: a broad-scale analysis. *Ecography*, 40, 487-499.
- QGIS Desktop – настільна ГІС для створення, редагування, візуалізації, аналізу і публікації геопросторової інформації. (2023). URL: <https://www.qgis.org/uk/site/about/features.html>.
- TessaDEM. (2023). URL: <https://en-gb.topographic-map.com/map-wmv51/Ukraine/?zoom=10¢er=47.09818%2C30.95261&base=3>.
- Багаторічні дані про режим та ресурси поверхневих вод суші (за 2011-2015 рр. та весь період спостережень). (2017). Басейни Західного Бугу, Дунаю, Дністра, Південного Бугу: *Довідкове видання. Річки, 1(1)*. Київ: Державний водний кадастр.
- Водний фонд Миколаївської області. (2018). Миколаїв. URL: <https://mk-odres.davr.gov.ua/sites/default/files.pdf>.
- ДБН В.2.4-8:2014. Гідрологічні розрахунки стоку. (2014). URL: https://docs.dbn.co.ua/3171_1583178493871.html.
- Дідух, Я. П. (Ed.). (2020). *Біотопи степової зони України*. Київ-Чернівці: Друк Арт.
- Зеленко, Л. П., & Касім, Г. Ю. (2013). *Гідронімія нижньої частини басейну Тилігулу*. URL: <http://karpenko.in.ua/wp-content/uploads/2013/01/Zelen3.pdf>.
- Лущик, А. В., Морозов, В. И., & Мелешин, В. П. и др. (1981). *Подземные воды карстовых платформенных областей Юга Украины*. Киев: Наукова думка.
- Маринич, О. М., & Шищенко П. Г. (2006). *Фізична географія України. Підручник - 3-те вид*. Київ: Знання.
- Методика визначення масивів поверхневих та підземних вод. (2019). URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0287-19>.

- Михайлюк, В. І. (2001). *Ґрунти долин річок Північно-Західного Причорномор'я: екологія, генеза, систематика, властивості, проблеми використання*. Одеса: Астропринт.
- Онищенко, В. А. (2016). *Оселища України за класифікацією EUNIS*. Київ: Фітосоціоцентр.
- Прісноводні оселища. (2018). URL: https://visnyk-geo.knu.ua/wp-content/uploads/2018/02/68-69_-6.pdf.
- Романенко, В. Д. (Ed.). (2006). *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод*. Київ: Логос.
- Совгіра, С. В., Гончаренко, Г. Є, Гончаренко, В. Г., & Берчак, В. С. (2016). *Методика долідження екологічного стану басейнів малих річок*. Умань: ВПЦ «Візаві».
- Сорокіна, Л. Ю. (2019). *Єдина класифікація природних і антропогенно змінених ландшафтних комплексів*. Київ: Вид-во «Сталь».
- Туранли, Ф. Г. (2010). *Тюркські джерела до історії України*. Київ, НАН України.
- Яцик, А. В., Бишовець, Л. В., & Богатов, Є. О. (1991). *Малі річки України: Довідник*. Київ; Урожай.

ОЦІНКА ВПЛИВУ ЗАТОПЛЕННЯ ТЕРИТОРІЙ ПІСЛЯ РУЙНУВАННЯ ГРЕБЛІ КАХОВСЬКОЇ ГЕС НА ЯКІСТЬ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД У МИКОЛАЇВСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Трохименко Г.Г., Національний університет кораблебудування імені адмірала
Макарова, м. Миколаїв, Україна, antr@ukr.net

Магась Н.І., Національний університет кораблебудування імені адмірала
Макарова, м. Миколаїв, Україна, nataly.magas@gmail.com

Abstract

The article presents the results of the analysis of surface water quality indicators changes in water bodies near settlements in the Mykolaiv region in the areas that were flooded after the destruction of the Kakhovka HPP. The analysis of critical water quality monitoring data on sanitary, chemical and microbiological indicators revealed a deterioration in water quality in the Dnipro-Bug Estuary and the Ingul, Ingulets and Southern Bug rivers. Particularly dangerous levels of pollution were observed in the Inhulets River, where a significant increase in water levels and flooding of civilian infrastructure, residential buildings and households were observed in June 2023. The main reason for the high level of water pollution is sewage, pollution from the destruction of cattle cemeteries, and a large amount of washed-up garbage from flooded areas.

Вступ

Як відомо, 6 червня 2023 р. окупаційні сили РФ здійснили підрих греблі Каховської ГЕС, що призвело до екологічної катастрофи. Враховуючи великий масштаб затоплення міських і промислових територій, сільськогосподарських угідь, осушення водних об'єктів варто проводити постійний моніторинг стану постраждалих територій та акваторій. На сьогодні важко оцінити всю небезпеку і спрогнозувати віддалені наслідки цієї катастрофи. Проте, можна очікувати, що

Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг
Water supply and wastewater disposal: designing, donstruction, operation and monitoring

ризика накопичення забруднюючих речовин та поширення інфекцій будуть лише зростати. Затоплення територій, що знаходяться нижче дамби, та подальше осушення дна водосховища вплинуло як на рослинний світ, наземну та водну фауну, бентос, рідкісні біотиби на території природно-заповідного фонду та Смарагдової мережі, водно-болотні угіддя міжнародного значення та спричинило затоплення річок. Відновлення екологічного балансу – це справа багатьох десятиріч.

Питання загально-екологічних, гуманітарних, демографічних, енергетичних, соціально-економічних наслідків руйнування ГЕС обговорювалося як у соціальних мережах, так і на різних наукових комунікативних заходах. Одними з найбільших викликів, які постають після підриву Каховської ГЕС для Миколаївської області є:

- 1) зруйнована система водопостачання і відсутність доступу до чистої питної води як для людей, так і для тварин;
- 2) потрапляння у водойми великої кількості важких металів, пестицидів, добрив, особливо нітратів і фосфатів, які у підвищених концентраціях є мутагенами і токсичними чинниками;
- 3) наявність ідеальних умов для розмноження різноманітних патогенів у невеликих водоймах, які залишилися після зниження рівня води, можливість появи нових, більш агресивних штамів патогенних вірусів і бактерій;
- 4) ідеальні умови для розмноження патогенів у річкових екосистемах, особливо сальмонел, збудників холери, ротавірусів, які становлять інфекційну та екологічну загрозу для населення (Тукало, Ткачук та Яненко, 2023);
- 5) критична ситуація для сільськогосподарських територій, що потребують зрошення.

Теоретична частина

Каховське водосховище відіграло критично важливу роль у забезпеченні енергії, питної води, зрошення та перевезень річковим транспортом в різних

регіонах на півдні України, а також у постачанні води для промислових підприємств у таких містах, як Кривий Ріг, Нікополь, Марганець та інших (Магась та ін., 2023).

Внаслідок підриву греблі Каховської ГЕС 6 червня 2023 року значна товща води рушила вниз за течією, обумовивши різке підвищення рівнів води і затоплення значних територій, що призвело до катастрофічних наслідків (Магась та ін., 2023). Підйоми рівнів води, зумовлені затоком дніпровської води спостерігались на пригирлових ділянках річок, які впадають в р. Дніпро, в Дніпро-Бузькому лимані та річках Південний Буг, Інгул.

Підняття рівня води у водних об'єктах викликало негативний вплив на акваторії, розмиви на прибережних територіях, руйнування поверхневого шару ґрунту, пошкодження рослинності, сільськогосподарських угідь і врожаю, руйнування будинків, об'єктів інфраструктури та інших споруд (Магась та ін., 2023; Козова, 2023).

Така ситуація становить значну небезпеку у Дніпровсько-Бузькій гирловій області та для Чорного моря. Разом з річковою водою із затоплених територій у ці водні об'єкти переноситься велика кількість паливно-мастильних матеріалів, сотні тисяч тон ґрунту, тисячі мертвих тварин і птахів, вирвані з коренем деревами. Плюс – відходи зі зруйнованих каналізаційних систем та вигрібних ям, залишки мінодобрих та інших хімікатів, не кажучи про міни та інші боєприпаси, які детонують прямо у воді. Також «велика вода» вимиває цвинтарі та скотомогильники (Козова, 2023). Ця grimуча суміш, скоріше за все, вплине на всіх гідробіонтів. Значну небезпеку також становлять придонні відкладення Каховського водосховища, у складі яких є багато отруйних хімічних речовин, насамперед солей, важких металів, хлорорганічні сполуки і навіть ДДТ. Тільки перебої у водопостачанні можуть торкнутися понад одного мільйона осіб, а руйнування ГЕС може мати довгострокові соціально-економічні наслідки для південно-східних макрорегіонів, що зачіпає до 1,5 мільйона осіб.

Через поверхневі води шкідливі речовини можуть потрапити до ґрунтових та підземних вод, що підвищує рівень загрози здоров'ю населення. Це свідчить про наявність складної екологічної ситуації в регіоні і необхідність проведення детального вивчення та аналізу стану водних ресурсів.

Метою даної роботи є визначення рівня забруднення та оцінка впливу затоплення територій на якість поверхневих вод у Миколаївській області, внаслідок руйнування греблі Каховської ГЕС.

Матеріали і методи

Внаслідок підриву греблі Каховської ГЕС, з 6 червня 2023 року на Каховському водосховищі та на пригирловій ділянці р. Дніпро спостерігається складна гідрологічна ситуація техногенного характеру, яка обумовила перенесення з течією значної кількості забруднюючих речовин із затоплених територій.

Визначення динаміки показників якості поверхневих вод у Миколаївській області та аналіз рівня бактеріального забруднення водних об'єктів, було виконано на основі отриманих та оброблених результатів санітарно – хімічних та мікробіологічних лабораторних досліджень води водойм у семи точках відбору проб на території Миколаївської області. Відбір проб води проводився на територіях найбільшого потенційного впливу забрудненої поверхневої води на населення – в межах рекреаційних зон населених пунктів у р. Інгулець (с. Снігурівка), р. Інгул (м. Миколаїв), Бузький лиман (м. Миколаїв), Дніпро-Бузький лиман (с. Куцуруб), Дніпро-Бузький лиман (м. Очаків), Тилігульський лиман (с. Коблеве).

Кризовий моніторинг якості поверхневих вод в районі впливу затоплення територій було виконано за стандартними методиками (табл. 1) за 11 хімічними та 2 мікробіологічними показниками у 6 мікробіологічних та санітарно-гігієнічних лабораторіях Миколаївської області.

Методики виконання вимірювань (МВВ) та
граничні значення показників якості води

| № з/п | Показник | Граничні норми вмісту хімічних речовин у воді водних об'єктів | | Методики та метод вимірювання |
|-------|--|---|---|---|
| | | для питних, господарсько-побутових та інших потреб населення (ГДК _П) (Гігієнічні нормативи якості води, 2022) | морських вод та вод лиманів (ГДК _М) (Правила охорони, 2002) | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 1. | Запах, бали | 1 | 1 | РМ № 6 – КГ Визначення запаху та присмаку органолептичним методом у воді питній та запаху у воді відкритих водойм |
| 2. | Водневий показник рН | 6,5 – 8,5 | 6,5 – 8,5 | ДСТУ 4077-2001 Визначення рН |
| 3. | Кисень розчинений мгО ₂ /дм ³ | > 4,0 | > 4,0 | МВВ 081/12-0008-01 Методика виконання вимірювань масової концентрації розчиненого кисню методом йодометричного титрування за Вінклером |
| 4. | БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³ | 3,0 | 3,0 | ДСТУ ISO 5815-1:2009 Якість води. Визначення біохімічного споживання кисню після n днів (БСК _n). Частина 1. Метод розведення та засівання з додаванням алітїосечовини |
| 5. | Сухий залишок, мг/дм ³ | 1000 | 1000 | МВВ № 081/12-0109-03 Методика визначення масової концентрації сухого залишку (розчинених речовин) гравіметричним методом |
| 6. | Залізо загальне, мг/дм ³ | 0,3 | 0,5 | РМ № 9 – КГ Визначення загального заліза колориметричним методом в воді питній та воді відкритих водойм |
| 7. | Хлориди, мг/дм ³ | 350 | 11900 | ДСТУ ISO 9297:2007 Якість води. Визначення хлоридів. Титрування нітратом срібла із застосуванням хромату як індикатора (метод Мора) |

| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----|---|--------------------------------|------|--|
| 8. | Сульфати, мг/дм ³ | 500 | 3500 | МВВ № 081/12-0177-05 Методика виконання вимірювань масової концентрації сульфатів титриметричним методом |
| 9. | Нітрити (за NO ₂), мг/дм ³ | 3,3 | 0,08 | КНД 211.1.4.023-95 Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Гріса в поверхневих та очищених стічних водах |
| 10. | Нітрати (за NO ₃), мг/дм ³ | 45 | 40 | РМ № КГ – 2 Визначення нітратів колориметричним методом в воді питній та воді відкритих водойм |
| 11. | Азот амонійний, мг/дм ³ | 0,5 | 0,5 | МВВ № 081/12-0106-03 Методика виконання вимірювань масової концентрації амоній-іонів фотоколориметричним методом з реактивом Неслера |
| 12. | Лактозопозитивні кишкові палички (ЛКП) | Не більше 5000/дм ³ | | Методические указания 2285-81 По санитарно-микробиологическому анализу воды поверхностных водоемов.1981г. |
| 13. | Коліфаги (у бляшко-утворюючих одиницях) | Не більше 100/дм ³ | | Методические указания 2285-81 По санитарно-микробиологическому анализу воды поверхностных водоемов.1981г. |

Результати і обговорення

Руйнування греблі Каховської ГЕС викликало різке підвищення рівня води не тільки у річці Дніпро, а й у р. Інгулець. Через масове затоплення об'єктів цивільної інфраструктури, житлових будинків та домогосподарств в населених пунктах, розташованих вздовж річки на території Миколаївської області, спостерігалось значне забруднення річкової води. Аналіз результатів досліджень якості поверхневої води у річці Інгулець показав, що спостерігається перевищення встановлених нормативів, а також зростання значень протягом періоду спостереження за такими показниками, як запах,

БСК-5, мінералізації (сухого залишку), сульфідів та хлоридів (рис. 1), заліза загального, зменшення кількості розчиненого кисню у період до початку зниження рівня води (рис. 2). Особливо високий рівень спостерігався індекса ЛКП, який досягав значень до 240 млн. одиниць (перевищення нормативів у 48000 разів).

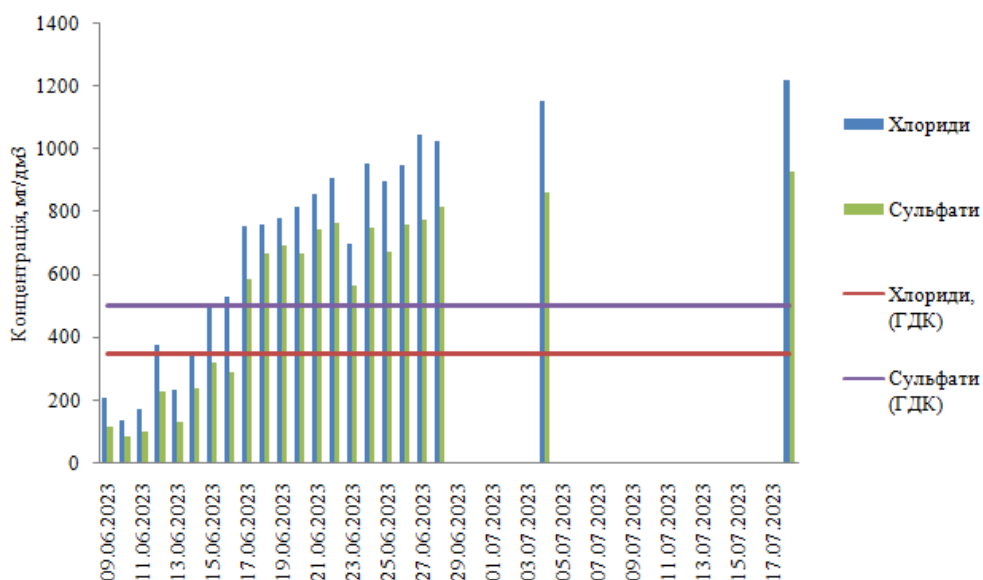


Рис. 1. Динаміка вмісту хлоридних, сульфатних іонів у воді р. Інгулець

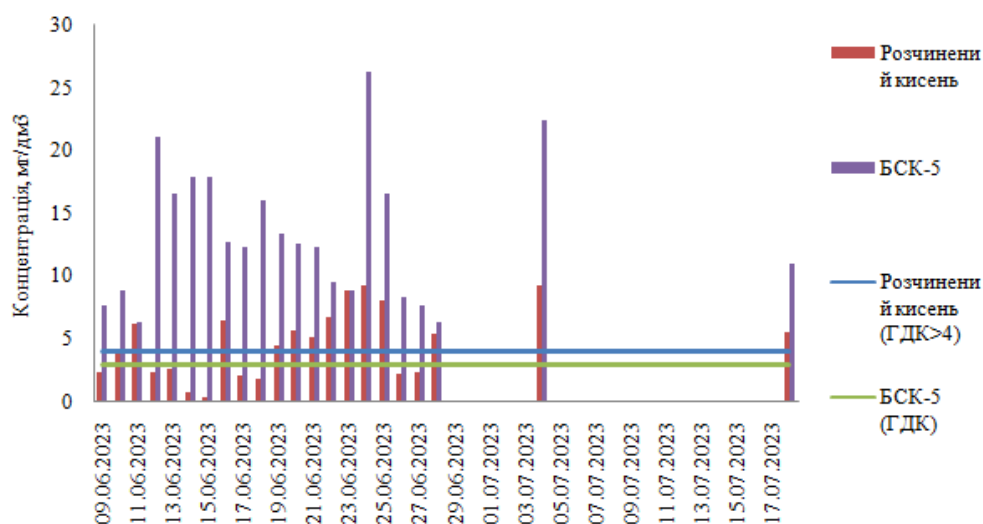


Рис. 2. Динаміка показників розчиненого кисню та біохімічного споживання кисню (БСК₅) у воді р. Інгулець

Така ситуація свідчить, як про підвищення рівня мікробного забруднення внаслідок розмивання вигрібних ям, стічних вод каналізації, так і про

забруднення внаслідок руйнування скотомогильників, які були на березі водосховища, великої кількості вимитого сміття. Більше того, концентрація сухого залишку у воді стабільно підвищувалася, не зважаючи на падіння рівня води. Отже, кількість розчинених речовин тільки зростала. Рівень мікробного забруднення коливався, досягаючи своїх максимальних значень у середині червня та у середині липня.

Причиною виникнення сильного запаху (рис. 3) є процеси гниття та продукти життєдіяльності залізистих і сірчистих бактерій, що повністю корелює з підвищенням рівня заліза загального та сульфатів. Однак, зростання кількості сульфатів та хлоридів вже після спаду рівня води свідчить про концентрування цих речовин.

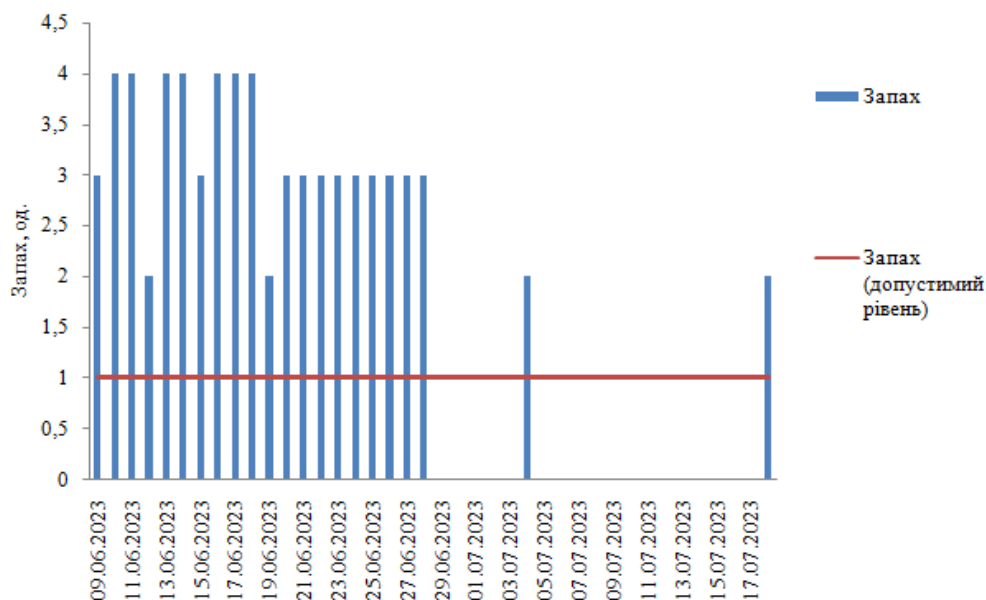


Рис. 3. Динаміка показників запаху у воді р. Інгулець

Аналогічна ситуація забруднення спостерігалась у місцях пробовідбору на р. Інгул. Максимальний показник ЛКП не перевищував 70 тис. одиниць, що в 14 разів більше за норму.

У точках пробовідбору на Бузькому лимані, у місцях рекреації в м. Миколаїв, у перші дні спостерігалось підвищення рН та біологічного споживання кисню. За іншими показниками, що досліджувалися, перевищень

не спостерігалось. Однак, треба враховувати, що нормативні показники для порівняння використовувалися для лиманних вод, які суттєво відрізняються. БСК₅ є непрямим показником суми всіх органічних речовин, що біологічно розкладаються у воді. При перевищенні граничних значень, залежні від кисню гідробіоти гинуть, що спостерігалось протягом червня в Інгульці і Бузькому лимані.

Результати аналізу якості води Дніпровсько-Бузького лиману показали підлужнення води, а також підвищення рівня біологічного споживання кисню та аміаку. Підлужнення могло відбуватися як з природних причин, так і бути результатом нанесення мулу та інших твердих часток, що осіли на дні лиману, а також хімічні речовини, які зміло з промислових об'єктів та об'єктів агропромислового комплексу. Максимальне значення ЛКП складало 240 тис. одиниць, що у 48 разів більше норми.

Підвищення БСК одночасно зі збільшенням концентрації аміаку свідчить про анаеробний розклад органічних речовин, а також забруднення сільськогосподарськими стоками з полів, попаданням азотних добрив, або про потрапляння стічних та фекальних вод.

У всіх пунктах спостереження на Тилігульському лимані підвищення рівня забруднення води практично не відзначалося протягом досліджуваного періоду. Відбувалося незначне перевищення концентрації хлоридів. З метою запобігання потрапляння забрудненої води Дніпровсько-Бузького лиману після підриву греблі Каховської ГЕС було перекрито водообмінний канал, який з'єднує акваторію лиману з морською акваторією.

Висновки

Греблі гідроелектростанцій завжди були об'єктом підвищеної техногенної небезпеки. Руйнування дамби Каховської ГЕС призвело до величезної екологічної катастрофи. Підтоплення зазнали значні території південного регіону України з унікальним біорізноманіттям. Підняття рівня води у водних

об'єктах викликало негативний вплив на акваторії, розмиви на прибережних територіях, руйнування поверхневого шару ґрунту, пошкодження рослинності, сільськогосподарських угідь і врожаю, руйнування будинків, об'єктів інфраструктури та інших споруд. Згідно результатів аналізу гідрохімічних показників якості поверхневих вод, було встановлено підвищення рівня забруднення у водних об'єктах після підняття рівня води на території південного регіону України, що викликано руйнуванням Каховської ГЕС.

Основною причиною погіршення якості води є забруднюючі речовини, які перенесені з затоплених територій, серед яких є паливно-мастильні матеріали, сміття, агрохімікати, інші небезпечні матеріали, стічні води з очисних споруд, каналізації. Забруднення водних джерел становить значний ризик для здоров'я. Хімічні речовини та патогени, що можуть потрапити до колодязів та відкритих водойм на затоплених територіях, становлять небезпеку захворювань та сприяли масовій загибелі риби, що в подальшому спостерігалось у Дніпропетровській та Миколаївській областях. Особливо небезпечний рівень забруднення був характерний для гідросистеми р. Інгулець. Ресурси річки використовуються аграріями з метою зрошення земель Миколаївської та Херсонської областей. Після руйнування Дніпровського водоводу вода р. Інгулець є основним джерелом водопостачання міста Миколаїв. Це свідчить про наявність складної екологічної ситуації в регіоні і необхідність проведення детального вивчення та розробки заходів стабілізації та попередження погіршення якості поверхневих вод.

Результати дослідження та аналізу зміни гідрохімічного стану водних об'єктів можуть бути використані при вдосконаленні та розробці заходів попередження небезпечного впливу надзвичайних ситуацій техногенного характеру унаслідок прориву греблі (дамби, шлюзу тощо) з утворенням хвилі прориву, що призводить до забруднення водних об'єктів.

Список літератури

- Козова, Л. (2023). Катастрофа планетарного масштабу: якими будуть екологічні наслідки теракту на Каховській ГЕС. *Інформаційне агенство УНІАН*. Режим доступу: <https://www.unian.ua/ecology/katastrofa-planetarnogo-masshtabu-yakimi-budut-ekologichni-naslidki-teraktu-na-kahovskiy-ges-12289350.html>.
- Магась, Н. І., Хоренженко, Г. В., Замуруєва, К. М., Бешеvecь, Ю. В., Риндюк, С. І., Баркар, В. Ю., Замрій, М. В., & Бондар, М. В. (2023). Аналіз гідрологічної ситуації у Дніпровсько-Бузькій гирловій області, внаслідок руйнування греблі Каховської ГЕС. *Екологічні науки*, 4(49), 15-25. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.4-49.2>.
- Тукало, М. А., Ткачук, З. Ю., & Яненко, Ю. М. (2023). Війна і біобезпека в Україні. *Вісн. НАН України*, 8. Режим доступу: <https://doi.org/10.15407/visn2023.08.014>.

АМОРФНІ МЕТАЛЕВІ СПЛАВИ В ОЧИСТЦІ СТІЧНИХ ВОД

Бойчишин Л.М., Львівський національний університет імені Івана Франка,
Україна Львів, lidiya.boichyshyn@lnu.edu.ua

Герцик О.М., Львівський національний університет імені Івана Франка,
Україна Львів, oksana.hertsyk@lnu.edu.ua

Хрущик Х.І., Львівський національний університет імені Івана Франка,
Україна Львів Сілезький університет, Польща, Катовіце,
khrystyna.khrushchuk@lnu.edu.ua

Лопчак М.М., Львівський національний університет імені Івана Франка,
Україна Львів, maria.lopachak@lnu.edu.ua

Abstract

The possibility of using amorphous alloys with iron content as a source of Fe (II) ions of the Fenton reaction in the purification of municipal solid waste leachates was investigated. The methods of reagent-coagulation treatment, cyclic voltammetry in potentiodynamic and potentiostatic mode were used in the work. The process control of reagent purification of the infiltrate from heavy metal ions was monitored using X-Ray Fluorescence Analysis (XRFA). An electron scanning microscope - REMMA-102-02 microanalyzer was used to obtain the results on the changes in the surface composition of AMS electrodes. The values of potentials were determined by cyclic voltammetry in potentiodynamic mode, and heavy metals were obtained on AMF electrodes and electrochemical generation of Fe²⁺ ions required in the Fenton reaction were carried out. Heavy metals mercury, cadmium and copper are precipitated in the pittings at the oxidation potentials of -0.7, -0.45 and -0.3 V of the AMA of electrodes due to the Fenton reaction with the participation of Fe²⁺ ions.

Вступ

Останнім часом для України все більш нагальною стає проблема швидкого погіршення якості водних ресурсів. Основними причинами забруднення поверхневих вод є скидання неочищених та недостатньо очищених господарсько-побутових і виробничих стічних вод. Однією з причин цих явищ є скид на міські очисні споруди неочищених виробничих стічних вод промислових підприємств, які забруднені поверхнево-активними речовинами, іонами важких металів, різноманітними барвниками, дубильними речовинами тощо. Ще однією вагомою проблемою забруднення вод є полігони твердих побутових відходів, які є об'єктами екологічної небезпеки. В процесі їх експлуатації утворюються екологічно небезпечні високонцентровані за мінеральними й органічними речовинами стічні води – фільтрати. Фільтрати поділяють за терміном використання полігону на молоді, старі та стабілізовані. Одним з основних факторів, який впливає на склад фільтратів, є морфологія відходів. Дослідження зарубіжних і вітчизняних вчених протягом останніх десятиліть показали, що відходи, які збираються від населення, містять значну кількість (до ста найменувань) токсичних сполук. Основною небезпечною причиною негативного впливу фільтратів полігонів на навколишнє природне середовище є проникнення в ґрунтові води, що призводить до поступового заміщення їх водами антропогенного походження, тобто до закономірної необоротної зміни макро- та мікрокомпонентного складу природних вод. Негативний вплив фільтратів, зрештою, поширюється і на поверхневі води. При цьому забруднення відбувається не тільки в безпосередній близькості від полігонів, а й на величезній території, що є серйозною небезпекою для навколишнього середовища та людини. Тому розробка методів очистки фільтратів є актуальною та необхідною.

Метою роботи є дослідження аморфних металевих сплавів (АМС) із вмістом заліза як донорів іонів Fe^{2+} тривалої дії у реакції Фентона при очистці

стічних вод та електровідновлення важких металів на поверхні АМС. Для досягнення мети дослідження необхідно реалізувати наступні завдання.

1. Дослідити активність АМС на основі заліза в реакції Фентона.
2. Оптимізувати концентрацію H_2O_2 та дослідити його вплив на поверхню АМС.
3. Провести аналіз стічних вод після проходження реакції Фентона за участі АМС.

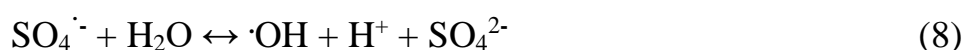
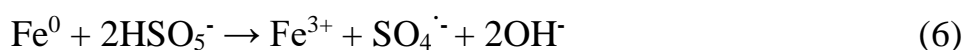
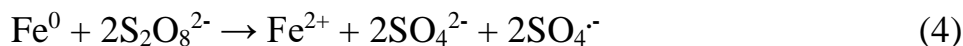
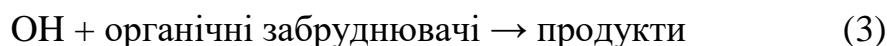
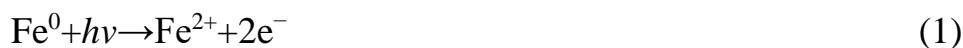
Питання знешкодження та очищення фільтратів полігонів захоронення ТПВ піднімаються в стратегії розвитку Львівської області 2021-2027 рр., а також стратегії управління відходами 2020-2025рр. і вважаються екологічною проблемою, тому потребують всебічного дослідження та пропозицій щодо шляхів вирішення.

Аморфні металеві сплави в очистці стічних вод

Останні публікації продемонстрували, що АМС з додаванням перехідних металів мають чудову здатність активувати пероксиди різного складу (Baiker, 1989; Inoue & Takeuchi, 2011; Jia, Duan et al., 2016; Jia et al., 2017; Li et al., 2019; Lianos, 2017; Peralta-Hernández & Godínez, 2014; Wang et al., 2012). Вченими (Jia, Zhang et al., 2016; Liang et al., 2018; Wang et al., 2018; Wang, 2009) показано, що використання аморфних металевих стрічок $Fe_{78}Si_9B_{13}$ як каталізаторів призводить до надшвидкої ефективної активації різних пероксидів, таких як H_2O_2 , пероксидисульфат (ПДС) та пероксимоносульфат (ПМС) (рис. 1).

Вчені (Wang et al., 2018) повідомили, що АМС складу $Fe_{78}Si_9B_{13}$ можна повторно використовувати до 20 разів, при цьому вони не втрачають каталітичної ефективності при активації пероксидів. Причому, відповідне додавання H_2O_2 до аморфних сплавів $Fe_{78}Si_9B_{13}$ може значно підвищити ефективність деградації фенолу та інших органічних забруднювачів. На рис. 1 наведено схему активації та генерування окислювально-відновних радикалів із

аморфної стрічки $\text{Fe}_{78}\text{Si}_9\text{B}_{13}$. Показано, що три пероксиди ефективно активуються АМС – каталізаторами, що прогнозує їх практичне застосування у екологічній галузі. Запропонований механізм радикальної еволюції у пероксидах з використанням АМС полягає в тому, що перехідні метали та їх іони (наприклад, рівняння (1)) діють як донори електронів для активації пероксидів. Для активації H_2O_2 функціонують постульовані механізми як показує рівняння (2) - (4). Відсоток $\text{OH}\cdot$ -радикалів, як основного окислювача, генерується для руйнування органічних забруднювачів. У рівнянні (5), (6) та рівняннях (7) - (9) представлена запропонована схема хімічного процесу при використанні АМС - каталізаторів для активації ПДС та ПМС, відповідно. Також, іони $\text{OH}\cdot$, і SO_4^{2-} можуть утворюватися поряд з ПДС та ПМС радикалами та брати участь в деградації органічних забруднювачів.



Важливо відзначити, що відсоток $\text{OH}\cdot$ буде виконувати роль домінуючих радикалів для деградації органічних забруднювачів в початкові 10 хвилин, тоді як SO_4^{2-} нормально активується через 10 хв після активації ПДС та ПМС (Jia, Zhang et al., 2016; Zhang et al., 2019). Також в роботі (Peralta-Hernández & Godínez, 2014; Studer & Curran, 2014) проведено порівняння активності АМС-каталізаторів із нано- чи кристалічними сплавами аналогічного складу. Однією з найважливіших особливостей АМС є те, що висока хімічна активність зумовлена легшою активацією електронів навколо випадково невпорядкованих

атомів зі слабкими міжатомними зв'язками, тоді як висока рухливість електронів у каталізаторах сприятиме ефективності деградації органічного забруднювача рис 1.

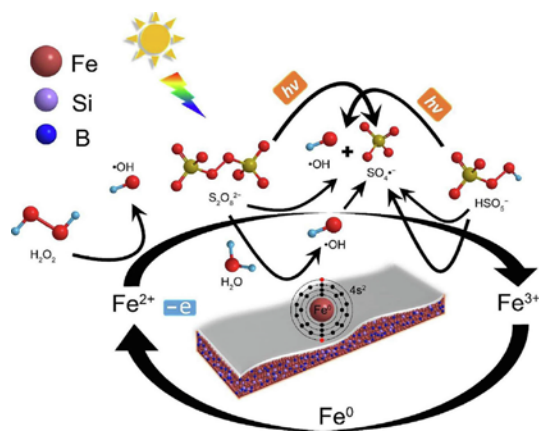


Рис. 1. Механізм генерування окислювально-відновних радикалів зі аморфної стрічки $\text{Fe}_{78}\text{Si}_9\text{B}_{13}$ (Jia, Zhang et al., 2016).

Виходячи з вище наведених аргументів нами запропоновано використання АМС на основі заліза як продуцентів іонів Fe^{2+} при очищенні стічних вод, в тому числі фільтратів полігонів ТПВ.

Об'єкти та методи дослідження

В роботі використано АМС $\text{Fe}_{78.5}\text{Ni}_{1.0}\text{Mo}_{0.5}\text{Si}_{6.0}\text{B}_{14.0}$, який одержано методом гартування з рідкого стану (надшвидкого охолодження розплавів з швидкістю 10^6 К/с) (*melt spinning*). Сплав виготовлений та переданий для дослідження з Інституту металофізики НАН України, м. Київ.

Методика очищення відпрацьовувалася на фільтраті Бориславського полігону ТПВ. Відбір проб здійснювався безпосередньо перед очищенням фільтрату. Окиснення органічних забруднювачів здійснювали за допомогою реактиву Фентона складу АМС- Fe^{2+} та H_2O_2 різної концентрації.

Основною складовою фільтрату є гумати, солі гумінових кислот. Структурну формулу гумінової кислоти наведено на рис. 2.

Склад фільтрату до та після очищення досліджувався методом X-променевого флуоресцентного аналізу (XRFA). Відібрані аліквоти

досліджували з допомогою X-променевого флуоресцентного спектрометра «ElvaX Pro» (ТОВ «ЕЛВАТЕХ», Київ, Україна), обладнаного швидким SDD детектором площею 20 мм² з роздільною здатністю: 135 еВ на MnK_α, 80 еВ на AlK_α випромінюванні. Використання родієвої рентгенівської трубки з напругою до 60 кВ та потужністю 12 Вт дозволяє визначати широкий діапазон елементів починаючи від Na (Z = 11) і дає змогу розділяти рідкісноземельні елементи за K-серіями.

У складі фільтрату окрім гуматів у розчині фільтрату виявлено важкі метали, такі як хром, цинк, мідь, свинець, кадмій та марганець в завищених концентрація у порівнянні з гранично допустимими концентраціями (ГДК) для скиду в централізовану каналізаційну систему на доочищення.

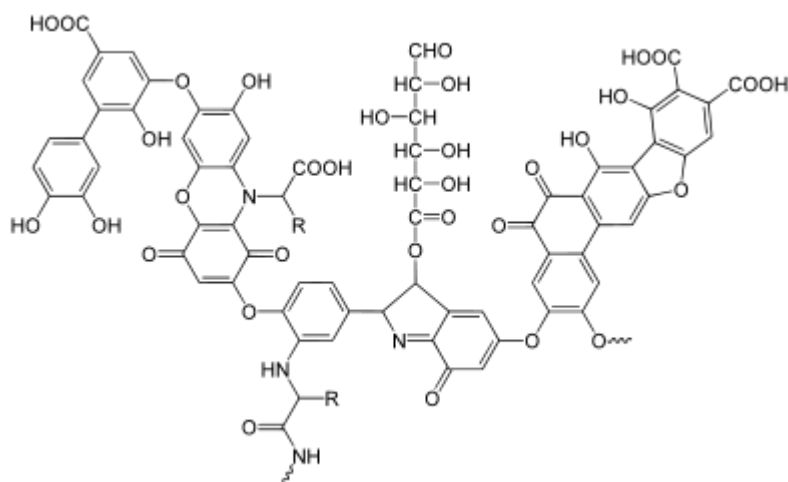


Рис. 2. Структурна формула гумінової кислоти

Також у фільтраті Бориславського полігону ТПВ виявлено перевищений вміст важких металів, зокрема: Zn - 6,5; Cu - 0,80; Pb - 0,22; Cd – 0,078. Відновлення важких металів з фільтрату на АМС-електроді проводилася методом вольтамперометрії в потенціодинамічному та потенціостатичному режимах. Використано триелектродну схему, в якій робочим електродом була пластинка АМС. Вольтамперометричні вимірювання проводили з швидкістю розгортки потенціалу 50 мВ/с в термостатованій комірці при температурі

293±0,5 К за допомогою приладу Jaissle Potentiostat/Galvanostat IMP 88PC-R в елементі типу: АМС-електрод|фільтрат |Ag, AgCl|KCl.

Методом скануючої електронної мікроскопії (СЕМ) та енергодисперсійного Х-променевого (ЕДХ) мікроаналізу на базі растрового мікроскопу електронного - мікроаналізатора РЕММА-102-02 досліджено АМС-електроди до та після електрохімічного процесу очистки фільтрату.

Самочинна реакція Фентона за участі АМС у розчині фільтрату

Однією з найбільш використовуваних реакцій в очистці стічних вод є реакція Фентона (Badawy et al., 2013; Doskočil et al., 2014; Leszczyński, 2018; Liang et al., 2018; Zhao et al., 2017), яку можна описати брутто-рівнянням :



Ця реакція відбувається з утворенням активних радикалів, які можуть ініціювати радикально-ланцюгові процеси в тому числі і біохімічні, які приводять до руйнування біологічних молекул та коагуляційних процесів.

Тому для проведення експерименту виготовлено 10 розчинів складу фільтрат + H₂O₂ (моль/л). V(фільтрату) = const (8мл), C(H₂O₂) – (змінна (від 0,01 до 0,1 моль/л). В розчині фільтрату на 24 години занурено АМС. Після цього проведено дослідження поверхні АМС за допомогою скануючого електронного мікроскопа та отримано СЕМ - зображення поверхні АМС після проходження реакції Фентона (рис. 3). Методом ЕДХ проаналізовано поверхню АМС та встановлено склад АМС після реакції Фентона з різною концентрацією H₂O₂ (табл. 2).

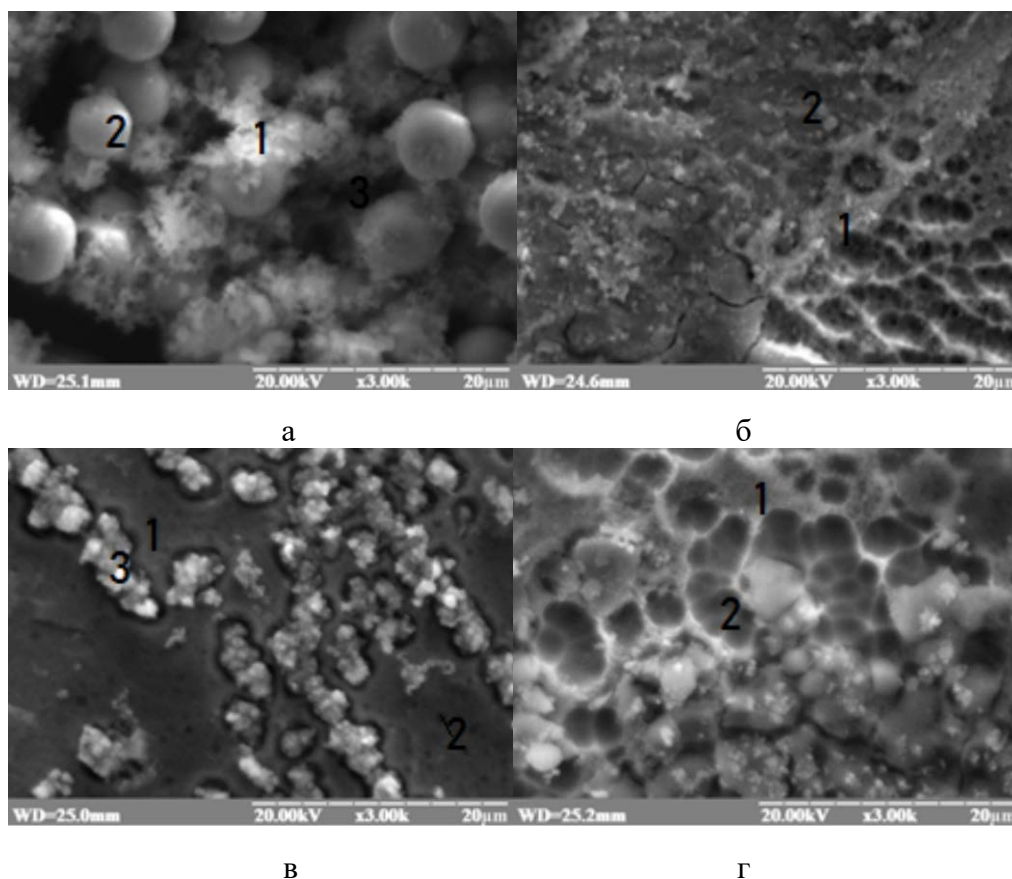


Рис. 3. СЕМ – зображення АМС-електродів занурених на 24 год у розчин фільтрату з додатками H_2O_2 різної концентрації, моль/л: а-0,01; б - 0,06; в - 0,08; г - 0,1. Збільшення у 3000 разів.

З результатів таблиці 2 видно, що на поверхні АМС осаджуються деякі метали, які містяться в розчині.

Таблиця 1

Вплив концентрації H_2O_2 , доданого у 8 мл фільтрату,
на елементний склад АМС

| АМС на рис. 2 | С H_2O_2 , моль/л | Точка на СЕМ | Склад поверхні, атом. % | | | | | | | |
|---------------------|------------------------|--------------------|-------------------------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | | Fe | Si | Ni | Mo | Al | K | Ca | Cu |
| а | 0,01 | 1 | 73.02 | 6.41 | 3.40 | 1.81 | | 0.16 | | |
| | | 2 | 64.96 | 6.56 | 4.29 | 2.29 | 0.88 | 0.11 | 0.23 | |
| | | 3 | 30.88 | 9.41 | 1.72 | 2.29 | 2.23 | | 2.20 | |
| б | 0,06 | 1 | 80.39 | 5.60 | 4.30 | 1.56 | 0.28 | 0.12 | 0.23 | |
| | | 2 | 57.91 | 4.97 | 5.56 | 3.40 | 0.32 | 0.15 | 0.15 | 2.19 |
| в | 0,08 | 1 | 74.360 | 5.599 | 5.65 | 2.499 | 0.454 | 0.338 | 0.175 | |
| | | 2 | 58.83 | 5.84 | 6.96 | 3.53 | 0.51 | 0.36 | 0.80 | |
| | | 3 | 14.65 | 2.07 | 15.1 | 1.12 | 0.15 | 0.18 | 1.09 | 18.04 |
| г | 0,1 | 1 | 76.66 | 6.14 | 5.93 | 2.96 | 0.55 | 0.13 | 0.04 | |
| | | 2 | 46.55 | 9.56 | 5.75 | 4.10 | 1.27 | 0.11 | 0.49 | 3.68 |

Слід зазначити, що при зануренні АМС в фільтрат відбувається реакція, що призводить до осадження на поверхні сплаву металів Cu, Ca, K, Al та переходу в фільтрат іонів заліза (II), а саме генерування реактиву Фентона та ініціювання окиснення органічних забруднювачів. В свою чергу іони Fe^{3+} , які утворюються за реакцією (10) виступають коагулянтном органічних забруднювачів та іонів важких металів. Продукти окислення та коагуляції органічних забруднювачів адсорбуються на поверхні АМС підтвердженням чого є сферичні агрегати (рис. 3, а) при концентрації H_2O_2 0,01 моль/л. Такий адсорбований органічний шар є адсорбентом для інших іонів металів (зокрема Al), які знаходяться в розчині фільтрату.

Електрохімічна реакція Фентона за участі АМС у розчині фільтрату

Окрім гумінових кислот спостерігається перевищення ГДК важких металів, які можуть окиснюватись на поверхні електроду, утворюючи нерозчинні оксидно – гідроксидні шари. Ці шари пасивують поверхню АМС та утруднюють дифузію іонів заліза (II), а відповідно знижують швидкість реакції Фентона.

Тому вольтамперометрично досліджено можливість електрохімічного стимулювання реакції Фентона, а також можливість відновлення важких металів на поверхні АМС. На рис. 4 наведено вольтамперні криві АМС в фільтраті з додаванням 0,1 мл 0,01 М H_2O_2 . Видно, що внаслідок дії гідроген пероксиду з іонами Fe^{2+} утворюється OH^\bullet , який взаємодіє з гуміновими кислотами. Внаслідок 4-5 разової поляризації електроду відбувається дифузія Fe^{2+} з поверхні АМС при взаємодії з H_2O_2 , окиснення гумінових сполук, а при потенціалі -0,5 В починається пасивація поверхні. Як видно вольтамперну криву (рис. 4, а) можна поділити на два діапазони. Перший розташований при потенціалах від -2,0 до -1,1 В. На цій ділянці відбуваються процеси відновлення H_2 . Зміщення потенціалів в катодний бік пояснюється присутністю у розчині іонів металів Pb, Hg, Zn, Cd з високою та іонів металів Fe, Cu, Al, Sn з

середньою перенапругою виділення водню. Це ще раз підтверджує присутність в розчині кадмію, свинцю та інших металів, які забруднюють стічні води полігонів ТПВ. Поверхнево-активні речовини тобто гумати, також, призводять до підвищення перенапруги водню (на 0,1 - 0,2 В).

Вольтамперометрично показано, що при потенціалах -1,72; -1,32; -1,21; -1,02; -0,77; -0,55; -0,45; -0,30В відбувається електрохімічне перетворення поверхні АМС. Для того, щоб зрозуміти, що відбувається на поверхні АМС, проведено дослідження в потенціостатичному режимі при вище наведених потенціалах. За результатами електрохімічних досліджень в потенціостатичному режимі розраховано масу речовин, які електрохімічно перетворилися на АМС –електроді.

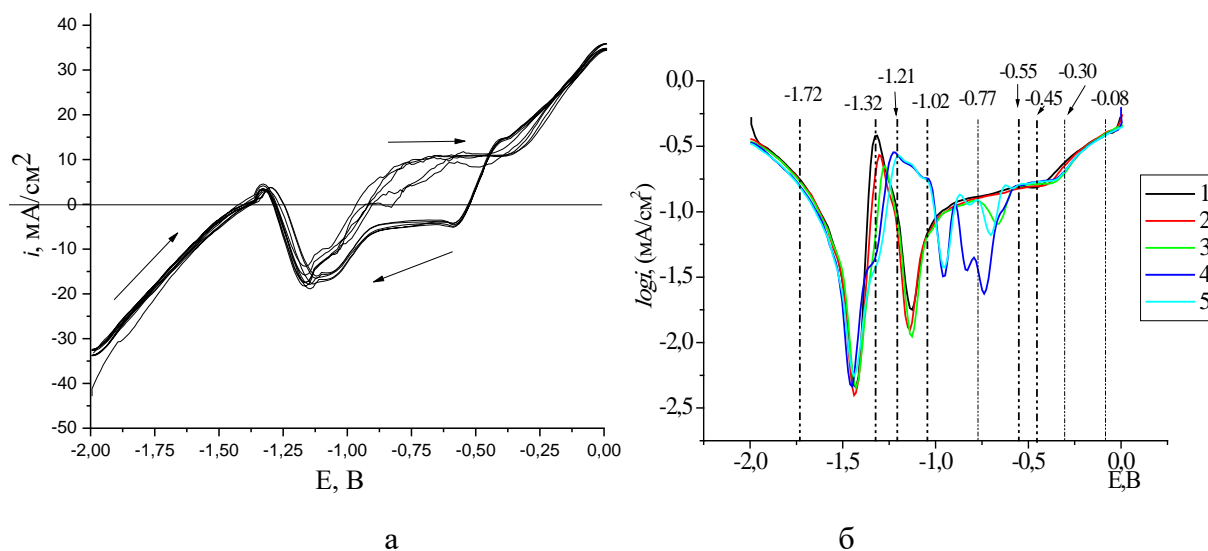


Рис. 4. Вольтамперні криві (у нелогарифмічних (а) та в напівлогарифмічних координатах (б)) АМС $Fe_{78.5}Ni_{1.0}Mo_{0.5}Si_{6.0}V_{14.0}$ в розчині фільтрату з додаванням 0,1 мл 3% H_2O_2 із наведеними значеннями потенціалів. 1,2,3,4,5 - номер циклу вольтамперної кривої.

Склади поверхні АМС – електродів після потенціостатичного дослідження при різних значеннях потенціалів

| E, В | m _{реч} (на електроді), мг | Елементний склад, ±1 % ат. | | | | | | | | |
|-------|-------------------------------------|----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | | Fe | Ca | Cr | Ni | Sn | Mo | Al | Cd | Cu |
| -1,72 | 2,98 | 20.13 | 2.36 | 0.06 | 0.25 | 0.22 | - | - | - | - |
| -1,32 | 9,04 | 80.78 | - | - | 1.09 | - | 0.68 | 1.14 | - | - |
| -1,21 | 8,37 | 82.97 | - | 0.09 | 1.40 | - | 0.70 | - | 0.13 | - |
| -0,77 | 4,32 | 84.46 | - | 0.10 | 1.55 | - | 0.59 | - | 0.10 | - |
| -0,45 | 12,96 | 83.95 | - | 0.09 | 0.99 | - | 0.40 | - | - | - |
| -0,30 | 13,44 | 83.88 | - | 0.01 | 1.73 | 0.10 | 1.52 | 0.53 | - | 0.36 |

Отже, як показують результати потенціостатичного дослідження електроду, в процесі очистки фільтрату маса АМС-електродів найбільше зростає при потенціалах $E = -0,45$ В та $E = -0,30$ В, що пояснюється утворенням нерозчинних поверхневих сполук, в тому числі металів. Після проведення потенціостатичного впливу на АМС-електроди, їх досліджено методом скануючої електронної мікроскопії, а елементний склад встановлений ЕДХ-аналізу. Одержано СЕМ – зображення АМС-електродів після потенціостатичного дослідження при $E = -1,72$ В, $-1,32$ В, $-1,21$ В, $-0,77$ В, $-0,45$ В, $-0,30$ В. На рисунку 5 для прикладу наведено зображення, одержані у вторинних (рис. 5 а, в, д) та зворотно розсіяних електронах (рис. 5 б, г, е) відображають топографічний контраст (рельєф поверхні). Зображення у зворотно розсіяних електронах частіше використовують для виявлення фазового складу зразка (рис. 5 б, г, е). Аналізуючи склад поверхні даних електродів отримуємо наступні результати, представлені у таблиці 2. При потенціалі $-1,72$ В реакція Фентона не відбувається, бо внаслідок електрохімічної реакції не генеруються іони Fe^{2+} , а прохотить осадження на поверхні АМС-електроду іонів, які присутні в розчині, в тому числі і неметалічних компонентів, що пояснює невеликий приріст маси електрода.

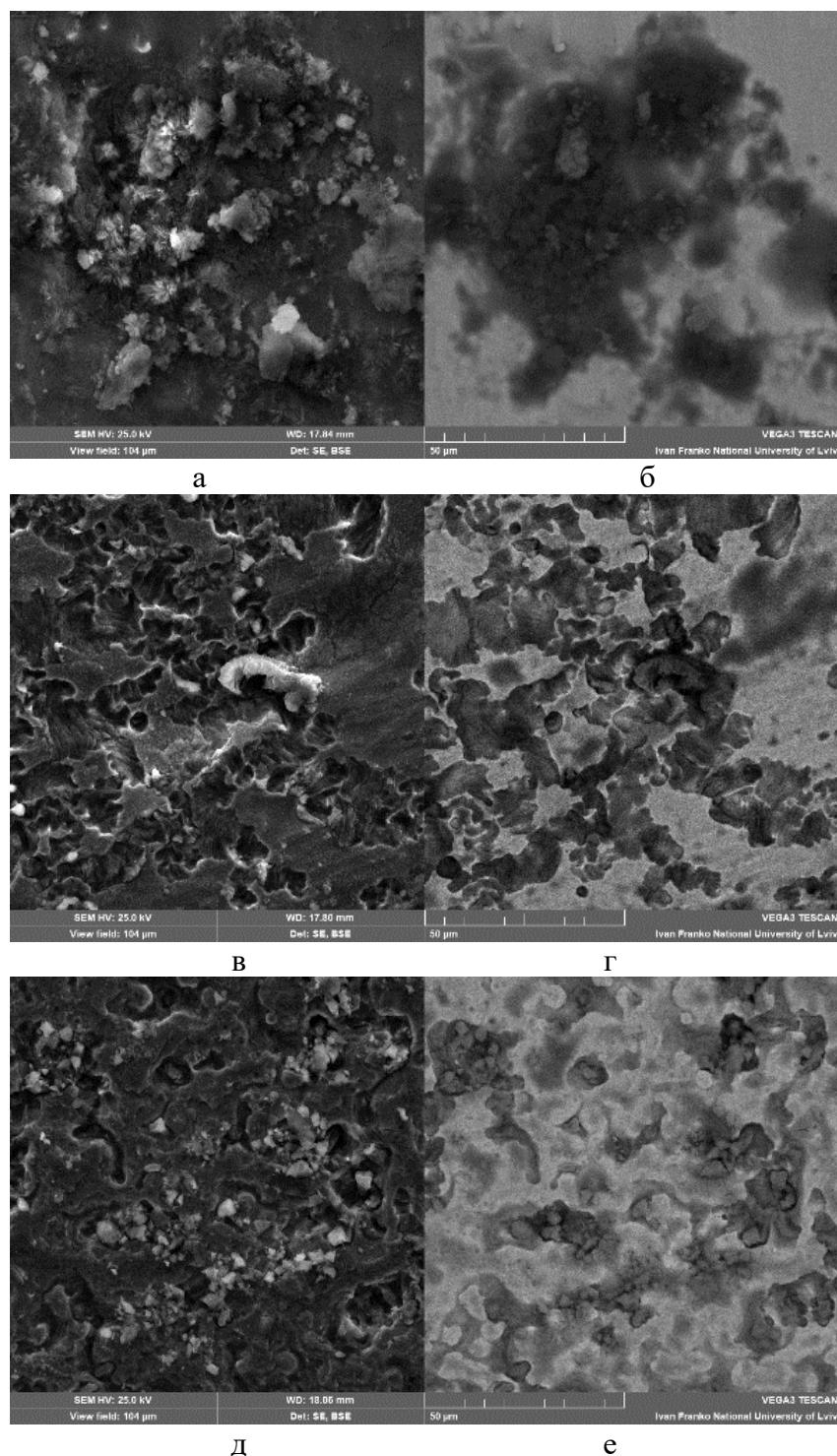
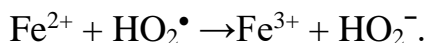
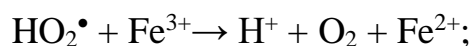
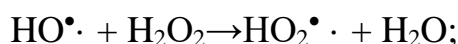
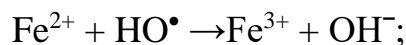
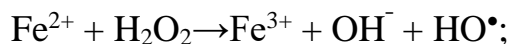


Рис. 5. СЕМ-зображення АМС-електродів витриманих при сталих потенціалах : а, б) $E = -1,72\text{В}$; в, г) $E = -0,77\text{В}$; д, е) $E = -0,45\text{В}$; в розчині фільтрату з 0,1 мл 3% H_2O_2 .

При більш додатніх потенціалах $-0,77$, $-0,45$, $-0,3\text{В}$ відбуваються паралельні окисно-відновні процеси за участі АМС-електродів, зокрема реакція Фентона за участі іонів Fe^{2+} , в пітингах осаджуються важкі метали свинець, кадмій, мідь.

Висновки

Отже, для самочинного очищення фільтратів необхідна суміш з двох реагентів: іонів заліза (II) як каталізатора, які дифундують з поверхні АМС і гідроген пероксиду окиснювача. Схему взаємодії можна записати наступними реакціями:



Атоми заліза, перебуваючи в контактi з молібденом чи нікелем змінюють електронну густину останніх, що у водному середовищі приводить до їх первинного окиснення до $\text{Me}(\text{OH})_{\text{адс}}$ і активації базового металу Fe. В послідовній реакції активоване залізо легко віддає $2e^-$ і переходить у іонну форму з ступенем окиснення 2^+ .



$n(\text{Fe}^+) = n(\text{Fe}^{2+}) + 2ne$, де $\text{Me}(\text{Fe})_n$ і $n(\text{Fe}^{2+})$ відповідно атоми металу (Mo, Ni) оточені атомами заліза та активовані ними. Ступінь очищення фільтрату можна корегувати концентрацією гідроген перксиду.

Вольтамперометрично встановлено, що аморфний сплав на основі заліза є донором Fe^{2+} , який бере участь у реакції Фентона при очистці стічних вод. Показано, що відбувається зміщення потенціалів деполяризації водню у катодний бік, з'являється максимум при $-1,32$ В, який характеризує оборотній окисно-відновний процес. Ймовірно, що присутність в розчині, кадмію, свинцю та інших, які забруднюють стічні води полігонів ТПВ, підвищує перенапругу виділення водню.

Як показують результати ВА в потенціостатичному режимі в процесі очистки фільтрату маса АМС-електродів найбільше зростає при потенціалах

$E = -0,45$ В, $E = -0,30$ В, що пояснюється утворенням поверхневих сполук. При потенціалах окиснення АМС-електродів $-0,7$, $-0,45$, $-0,3$ В внаслідок проходження реакції Фентона за участі іонів Fe^{2+} , в пітингах осаджуються важкі метали свинець, кадмій, мідь. Отже, електрохімічним методом можна генерувати іони Fe^{2+} необхідні в реакції Фентона та очищати фільтрати від важких металів.

Список літератури

- Badawy, M., El-Gohary, F., Gad-Allah, T., & Ali, M. (2013). Treatment of Landfill Leachate by Fenton Process: Parametric and Kinetic Studies. *Desalination and water treatment*, 51, 7323-7330. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.778795>
- Baiker, A. (1989). Metallic glasses in heterogeneous catalysis. *Faraday Discussions of the Chemical Society*, 87(0), 239-251. <https://doi.org/10.1039/DC9898700239>
- Doskočil, L., Grasset, L., Válková, D., & Pekař, M. (2014). Hydrogen peroxide oxidation of humic acids and lignite. *Fuel*, 134, 406-413. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.06.011>
- Inoue, A., & Takeuchi, A. (2011). Recent development and application products of bulk glassy alloys. *Acta Materialia*, 59(6), 2243-2267. <https://doi.org/10.1016/j.actamat.2010.11.027>
- Jia, Z., Duan, X., Zhang, W., Wang, W., Sun, H., Wang, S., & Zhang, L. (2016). Ultra-sustainable $Fe_{78}Si_9B_{13}$ metallic glass as a catalyst for activation of persulfate on methylene blue degradation under UV-Vis light. *Scientific Reports*, 6, 38520. <https://doi.org/10.1038/srep38520>
- Jia, Z., Kang, J., Zhang, W. C., Wang, W. M., Yang, C., Sun, H., Habibi, D., & Zhang, L. C. (2017). Surface aging behaviour of Fe-based amorphous alloys as catalysts during heterogeneous photo Fenton-like process for water

- treatment. *Applied Catalysis B: Environmental*, 204, 537-547. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2016.12.001>
- Jia, Z., Zhang, W. C., Wang, W. M., Habibi, D., & Zhang, L. C. (2016). Amorphous $\text{Fe}_{78}\text{Si}_9\text{B}_{13}$ alloy: An efficient and reusable photo-enhanced Fenton-like catalyst in degradation of cibacron brilliant red 3B-A dye under UV-vis light. *Applied Catalysis B: Environmental*, 192, 46-56. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2016.03.048>
- Leszczyński, J. (2018). Treatment of Landfill Leachate by Using Fenton and Photo-Fenton Processes. *Journal of Ecological Engineering*, 19(5), 194-199. <https://doi.org/10.12911/22998993/89824>
- Li, H. X., Lu, Z. C., Wang, S. L., Wu, Y., & Lu, Z. P. (2019). Fe-based bulk metallic glasses: Glass formation, fabrication, properties and applications. *Progress in Materials Science*, 103, 235-318. <https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2019.01.003>
- Liang, S. X., Jia, Z., Zhang, W. C., Li, X. F., Wang, W. M., Lin, H. C., & Zhang, L. C. (2018). Ultrafast activation efficiency of three peroxides by $\text{Fe}_{78}\text{Si}_9\text{B}_{13}$ metallic glass under photo-enhanced catalytic oxidation: A comparative study. *Applied Catalysis B: Environmental*, 221, 108-118. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.09.007>
- Lianos, P. (2017). Review of recent trends in photoelectrocatalytic conversion of solar energy to electricity and hydrogen. *Applied Catalysis B: Environmental*, 210, 235-254. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.03.067>
- Peralta-Hernández, J., & Godínez, L. (2014). Electrochemical Hydrogen Peroxide Production in Acidic Medium Using a Tubular Photo-reactor: Application in Advanced Oxidation Processes. *Journal of the Mexican Chemical Society*, 58, 348-355. <https://doi.org/10.29356/jmcs.v58i3.144>
- Studer, A., & Curran, D. (2014). The Electron Is a Catalyst. *Nature chemistry*, 6, 765-773. <https://doi.org/10.1038/nchem.2031>

- Wang, J. C., Jia, Z., Liang, S. X., Qin, P., Zhang, W. C., Wang, W. M., Sercombe, T. B., & Zhang, L. C. (2018). Fe_{73.5}Si_{13.5}B₉Cu₁Nb₃ metallic glass: Rapid activation of peroxymonosulfate towards ultrafast Eosin Y degradation. *Materials & Design*, *140*, 73-84. <https://doi.org/10.1016/j.matdes.2017.11.049>
- Wang, J., Liu, Y., Chen, M.-W., Louzguine-Luzgin, D., Inoue, A., & Perepezko, J. H. (2012). Excellent capability in degrading azo dyes by MgZn-based metallic glass powders. *Scientific reports*, *2*, 418. <https://doi.org/10.1038/srep00418>
- Wang, W. H. (2009). Bulk Metallic Glasses with Functional Physical Properties. *Advanced Materials*, *21*, 4524-4544. <https://doi.org/10.1002/adma.200901053>
- Zhang, L.-C., Jia, Z., Lyu, F., Liang, S.-X., & Lu, J. (2019). A review of catalytic performance of metallic glasses in wastewater treatment: Recent progress and prospects. *Progress in Materials Science*, *105*, 100576. <https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2019.100576>
- Zhao, K., Zeng, Q., Bai, J., Li, J., Xia, L., Chen, S., & Zhou, B. (2017). Enhanced organic pollutants degradation and electricity production simultaneously via strengthening the radicals reaction in a novel Fenton-photocatalytic fuel cell system. *Water Research*, *108*, 293-300. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.002>

СТАН ПОВІТРЯНОГО БАСЕЙНУ ОКРЕМИХ РЕГІОНІВ ПІВДНЯ УКРАЇНИ У ДОВОЄННИЙ ПЕРІОД

Чугай А.В., Одеський державний екологічний університет, д.т.н., проф., декан природоохоронного факультету, Україна

Чернякова О.І., Одеський державний екологічний університет, ст. викл. кафедри екології та охорони довкілля, Україна

Мозговий А.М., Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова (м. Миколаїв), доцент кафедри екології та природоохоронних технологій, Україна

Белашева Л.Р., Одеський державний екологічний університет, магістрант кафедри екології та охорони довкілля, Україна

Abstract

The problem of assessing the state and quality of atmospheric air is relevant and important, especially in the context of military time. Atmospheric pollution has a negative impact on ecosystems, which can be indicated by an increase in water pollution, damage to forest plantations, and climate change. The obtained characteristics of atmospheric air quality in the pre-war period can be used as a "conditional background state" to assess and compare the characteristics in the post-war period. The paper analyzes the state and quality of atmospheric air in the pre-war period in two southern regions – Odesa and Zaporizhzhia oblasts. The estimates are based on the calculation of the air pollution index. The main sources of pollutant emissions in Odesa Oblast are mobile sources. The list of substances that make the greatest contribution to the formation of the level of air pollution in Odesa includes formaldehyde, dust, nitrogen dioxide, carbon monoxide, phenol, and hydrogen fluoride. In terms of dust, nitrogen dioxide, and carbon monoxide, the atmosphere was considered polluted in 2017-2019. The main sources of emissions in Zaporizhzhia region are stationary sources. The top five priority pollutants in

Zaporizhzhia in 2012-2021 include dust, nitrogen dioxide and oxide, phenol, and formaldehyde. The level of air pollution was characterized mainly by the category "polluted".

Вступ

Проблема оцінки стану та якості атмосферного повітря є актуальною і важливою з багатьох причин. Її важливість продовжує зростати, особливо в умовах воєнного стану в Україні, коли внаслідок військових дій постійно збільшується рівень забруднення повітряного басейну в окремих регіонах.

Забруднення атмосфери має негативний вплив і на екосистеми. Він може виявлятися у збільшенні рівня забруднення водойм, пошкодження лісових насаджень, змінах клімату тощо.

Забруднення атмосфери пов'язано також і з економічною складовою, що може призводити до втрат у виробництві, збитків у сільському господарстві. Крім того, витрати на охорону здоров'я внаслідок захворювань, пов'язаних із забрудненням повітря, постійно зростають.

Деякі південні регіони України також зазнали суттєвого негативного впливу внаслідок військових дій. Тому питання оцінки стану і якості атмосферного повітря у довоєнний період є необхідним, оскільки отримані характеристики в даному випадку можна використовувати як «умовно фоновий стан» з метою оцінки та порівняння стану повітряного басейну у післявоєнний період.

У роботі було проаналізовано стан і якість атмосферного повітря у довоєнний період у двох південних регіонах – м. Одеса і м. Запоріжжя. Матеріали щодо загальних показників антропогенного навантаження наведено в цілому по областях, а дані щодо оцінки якості атмосферного повітря – по обласних центрах, в яких функціонує мережа стаціонарних пунктів спостережень за забрудненням (ПСЗ).

В якості методичної бази для оцінки якості атмосферного повітря використана методика розрахунку індексу забруднення атмосфери (*ІЗВ*), а також комплексного індексу I_5 (Чугай та Сафранов, 2021). Як відомо, одиничні *ІЗА* розраховуються за формулою:

$$I = \left(\frac{\bar{q}}{ГДК_{с0}} \right)^{C_i}, \quad (1)$$

де i – домішка;

C_i – константа, що приймає значення 1,7; 1,3; 1,0; 0,9 для відповідно 1, 2, 3, 4-го класу небезпеки речовин і яка дозволяє привести ступінь шкідливості i -ої речовини до ступеня шкідливості SO_2 .

Комплексний індекс забруднення I_5 враховує значення одиничних *ІЗА* тих п'яти забруднюючих речовин (ЗР), для яких ці значення найбільші, і розраховується за формулою:

$$I_5 = \sum_{i=1}^5 I_i. \quad (2)$$

За значенням I_5 виділяють такі класи забруднення атмосферного повітря: $I_5 < 2,5$ – чисте атмосферне повітря; $I_5 = 2,5 - 7,5$ – слабо забруднене; $I_5 = 7,6 - 12,5$ – забруднене; $I_5 = 12,6 - 22,5$ – сильно забруднене; $I_5 = 22,6 - 52,5$ – високо забруднене; $I_5 > 52,5$ – екстремально забруднене атмосферне повітря (Чугай та Сафранов, 2021).

Оцінка стану і якості атмосферного повітря м. Одеса та Одеської області

За офіційними даними (Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області, 2022), у 2021 р. загальна кількість підприємств, що впливали на стан атмосферного повітря, складала понад 3000. Як відомо, переважними джерелам викидів ЗР в атмосферне повітря регіону є пересувні джерела (Чугай, 2020). На рис. 1 наведено динаміку викидів ЗР від стаціонарних і пересувних джерел в останні роки. Як видно з представленого

рисунку, показники загальних обсягів викидів фактично не змінилися. Проте відзначено деяке зменшення викидів від пересувних джерел. Відносно стаціонарних джерел відзначається збільшення обсягів викидів за останні 5 років. Більше 50 % викидів припадає на м. Одеса. Основними забруднювачами атмосферного повітря у 2021 р. серед стаціонарних джерел були ПАТ «Одеський припортовий завод», філія «Інфоксводоканал» ТОВ «ІНФОКС», КП «Теплопостачання міста Одеси», АТ «Одесагаз», ТОВ «Шляховик-97».

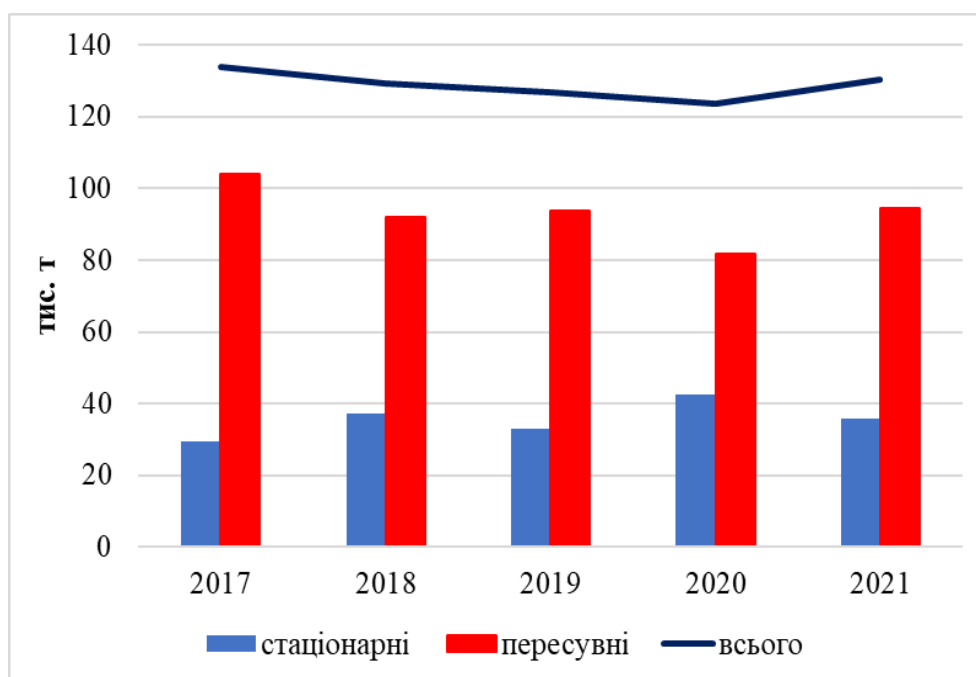


Рис. 1. Динаміка викидів ЗР від стаціонарних і пересувних джерел в Одеській області у 2017-2021 рр. (Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області, 2022)

У м. Одеса спостереження проводяться на 8 стаціонарних ПСЗ (рис. 2). До переліку речовин, які дають найбільший внесок у формування рівня забруднення атмосфери міста, відносяться формальдегід, пил, діоксид азоту, оксид вуглецю, фенол, фтористий водень тощо (Чугай та Сафранов, 2020). Нами було детально проаналізовано дані моніторингових спостережень щодо трьох ЗР, а саме діоксиду азоту, оксиду вуглецю і пилу за період 2017-2019 рр.

Вихідна інформація була надана Лабораторією спостережень за забрудненням атмосферного повітря ГМЦ Чорного та Азовського морів.

Аналіз зміни середньомісячних концентрацій діоксиду азоту по окремих ПСЗ міста показав, що повітряний басейн впродовж трьох років був чистий лише в районі розташування ПСЗ № 8. На інших ПСЗ рівень забруднення коливався в межах 1,3 – 1,95 $ГДК_{сд}$.

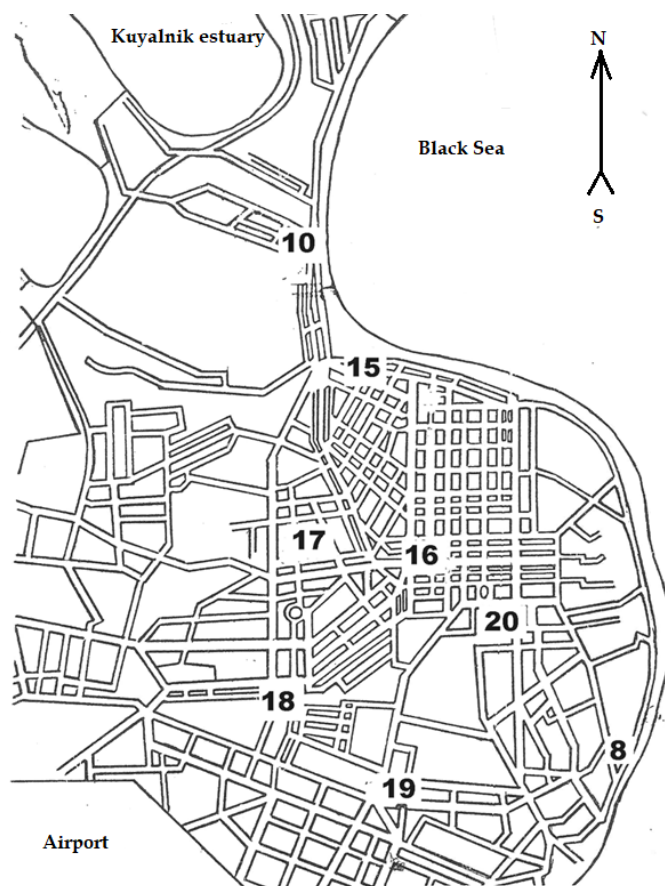


Рис. 2. Схема розташування ПСЗ у м. Одеса

На рис. 3 наведено динаміку зміни значень $IЗА$ для діоксиду азоту на протязі року. Як видно, всі значення за період дослідження перевищують 1, тобто за вмістом даної ЗР атмосфера є забрудненою. Максимальні значення відзначалися переважно у весняно-літній період. Середньорічні значення $IЗА$ склали у 2017 р. 1,5, у 2018 р. – 1,4 та у 2019 р. – 1,54.

З восьми ПСЗ, які функціонують у місті, спостереження за вмістом оксиду вуглецю проводилися на шести у 2017 р. (ПСЗ № 10, 15, 16, 17, 18, 19) і

лише на чотирьох у 2018-2019 рр. (ПСЗ № 10, 15, 17, 18). Аналіз середньорічних концентрацій по місту в цілому показав, що рівні забруднення зменшуються при наближенні до прибережної зони в напрямку с заходу на схід.

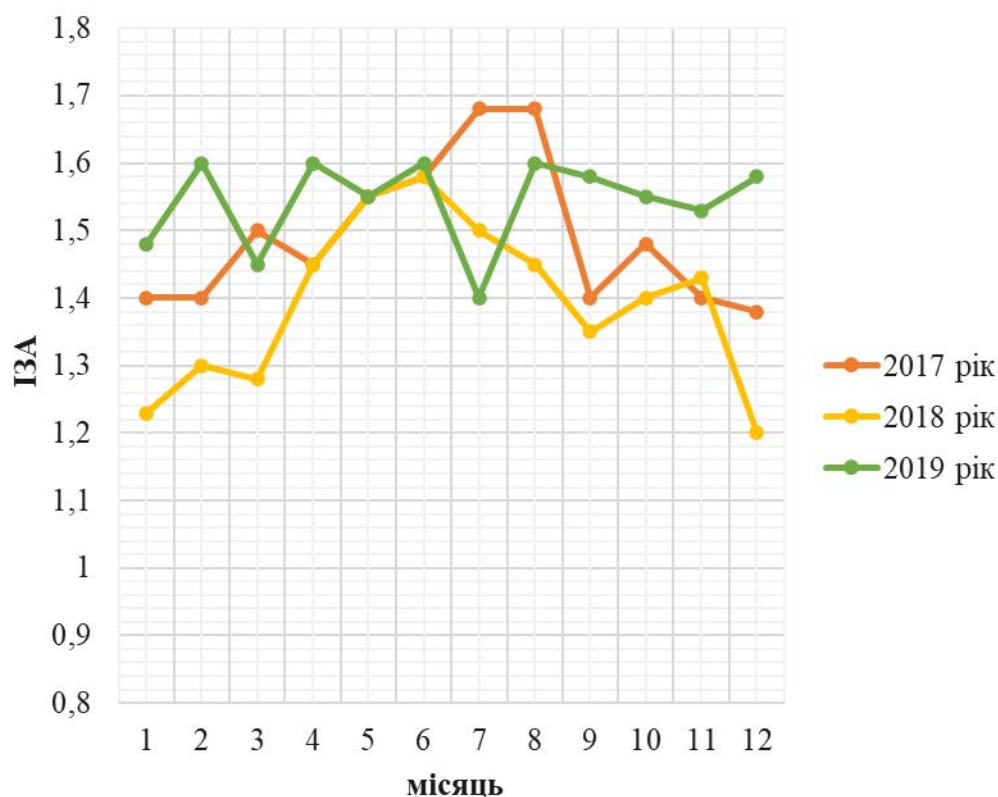


Рис. 3. Динаміка зміни ІЗА діоксидом азоту у 2017-2019 рр.

На рис. 4 наведено динаміку зміни значень ІЗА для оксиду вуглецю на протязі року. Як видно з наведеного рисунку, значення ІЗА у переважній більшості випадків перевищують 1, що вказує також на постійне забруднення атмосферного повітря даною домішкою. Виключення складає жовтень і грудень 2017 р. та червень 2019 р. Загалом тенденції зміни ІЗА протягом року значно не відрізняються за період дослідження. Вказані вище виключення мінімальних значень ІЗА пояснюється тим, що у червні 2019 р. функціонувало лише два ПСЗ (№ 10 і 15). Дані пункти характеризують ту частину міста, де атмосфера була чиста або з незначним перевищенням $ГДК_{ср}$. Така ж ситуація відзначалась і жовтні та грудні 2017 р.

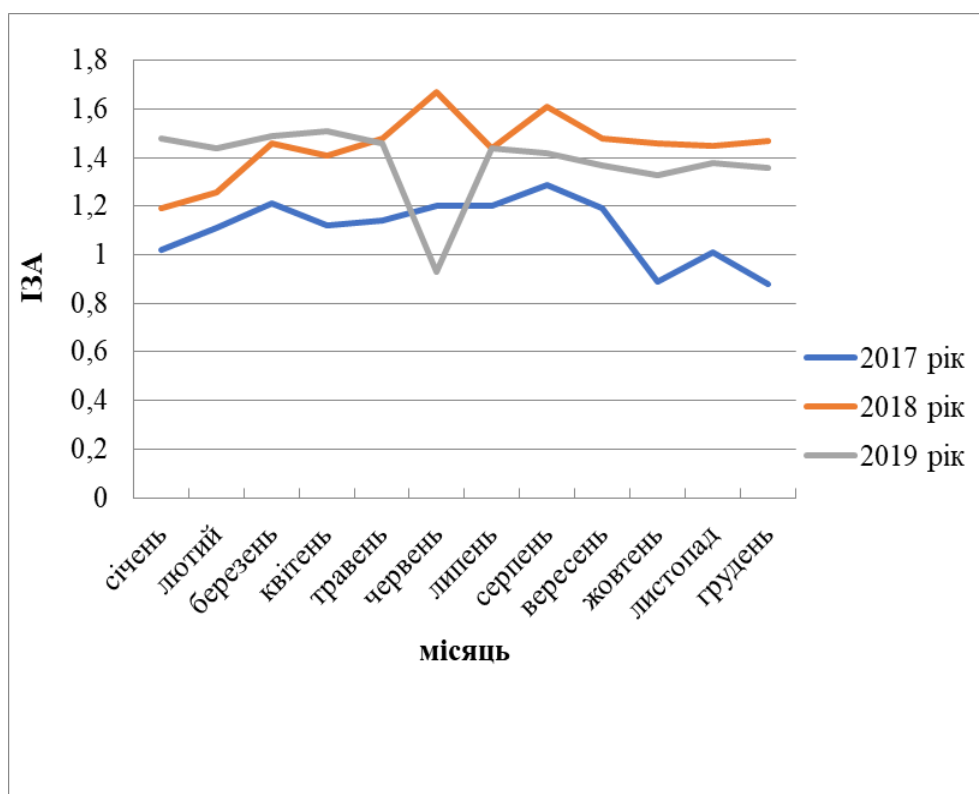


Рис. 4. Динаміка зміни ІЗА оксидом вуглецю у 2017-2019 рр.

При аналізі вмісту пилу в атмосферному повітрі м. Одеса було виявлено, що у 2017 р. 2 місяці не функціонував ПСЗ № 17, у 2018 р. – 1 місяць ПСЗ № 19, у 2019 р. – 10 місяців також ПСЗ № 19. Повітряний басейн впродовж трьох років переважно був чистий лише в районі розташування ПСЗ № 8, на інших пунктах рівень забруднення коливався в межах 2-3,2 $ГДК_{сд}$.

На рис. 5 наведено динаміку зміни значень ІЗА для пилу на протязі року. Аналіз показав, що на протязі року значення ІЗА майже постійно перевищують 1, тобто атмосфера також є забрудненою за вмістом даної домішки. Протягом 2019 р. спостерігалось збільшення загального рівня забруднення, а протягом 2017 і 2018 рр. – незначне зменшення. В цілому максимальні концентрації пилу відзначались у весняно-літній період.

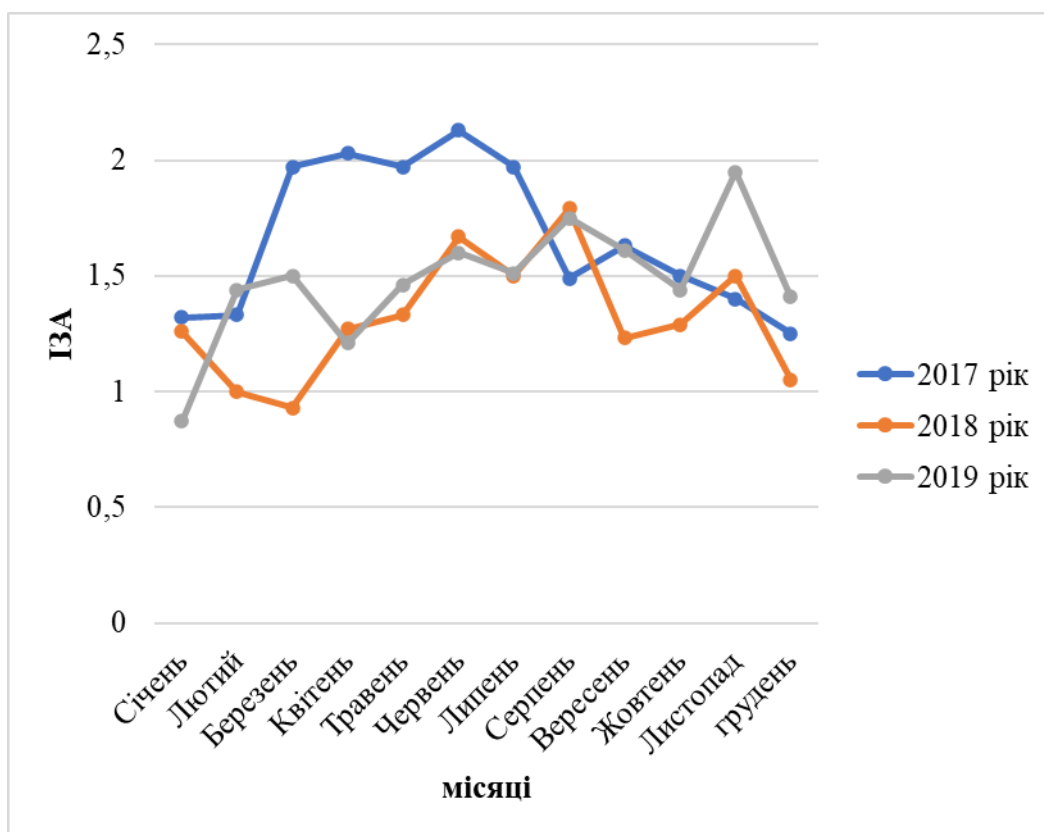


Рис. 5. Динаміка зміни ІЗА пилом у 2017-2019 рр.

Оцінка стану і якості атмосферного повітря м. Запоріжжя та Запорізької області

Найбільшими забруднювачами атмосферного повітря в Запорізькій області є підприємства чорної та кольорової металургії, теплоенергетики, хімії, машинобудування, харчової промисловості, на які припадає приблизно 90,0 % викидів всіх ЗР від стаціонарних джерел в області. Основними підприємствами-забруднювачами є ПАТ «Запоріжсталь», ПАТ «Дніпроспецсталь», ПАТ «Український графіт», ВП Запорізька ТЕС ПАТ «ДТЕК Дніпроенерго», ПАТ «Запорізький завод феросплавів», ПАТ «Запорізький абразивний комбінат», ПрАТ «Запоріжжкокс», ТОВ «Запорізький титано-магнієвий комбінат», ПАТ «Мотор Січ», ПАТ «Запоріжвогнетрив» (Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Запорізької області, 2022).

На рис. 6 наведено відомості щодо викидів ЗР від стаціонарних і пересувних джерел викидів у 2017-2021 рр. Як видно, переважними джерелами викидів в регіоні є стаціонарні джерела, внесок яких складає більше 50 % у формування загального рівня забруднення. Серед районів області максимальні обсяги викидів від стаціонарних джерел відзначались у 2021 р. у Василівському і Запорізькому районах.



Рис. 6. Динаміка викидів ЗР від стаціонарних і пересувних джерел в Запорізькій області у 2017-2021 рр. (Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Запорізької області, 2022)

Спостереження за якістю атмосферного повітря проводяться у м. Запоріжжя на 5 стаціонарних ПСЗ (рис. 7). Спостереження виконуються за вмістом 9 ЗР.

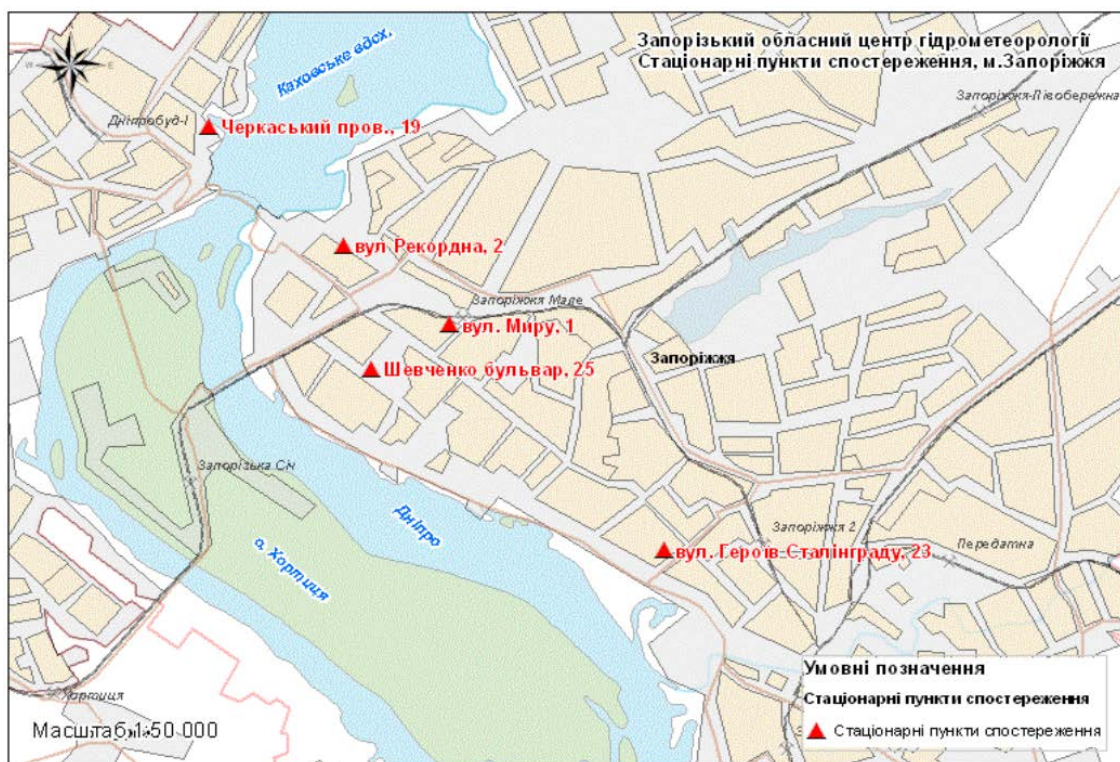


Рис. 7. Схема розташування ПСЗ у м. Запоріжжя
(Запорізький обласний центр гідрометеорології, 2023)

Нами було проаналізовано середньорічний вміст окремих ЗР у повітряному басейні міста за період 2012-2021 рр. (табл. 1). З таблиці видно, що максимальні концентрації з постійним перевищенням $ГДК_{сд}$ відзначались по таких речовинах як діоксид азоту, фенол і формальдегід. Також значним є вміст оксиду азоту і пилу. В цілому за десятирічний період не змінювався вміст у повітрі фенолу та хлористого водню. Збільшився вміст пилу, діоксиду сірки, фтористого водню, зменшився вміст діоксиду і оксиду азоту.

На основі вихідної інформації біли розраховані одиничні $I_{ЗА}$ для окремих ЗР. Аналіз показав, що за весь період дослідження до 5 пріоритетних ЗР входили постійно пил, діоксид та оксид азоту, фенол і формальдегід. Значення $I_{ЗА}$ вказаних ЗР були використані для розрахунку комплексного індексу I_5 (табл. 2, рис. 8).

Таблиця 1

Значення середньорічних концентрацій ЗР в атмосферному повітрі
м. Запоріжжя (од. ГДК_{ср}) (Регіональна доповідь про стан навколишнього
природного середовища Запорізької області, 2017, 2022)

| ЗР | Середньорічна концентрація | | | | | | | | | |
|------------------|----------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 |
| Пил | 0,7 | 0,7 | 0,7 | 0,7 | 0,7 | 0,7 | 0,7 | 0,8 | 0,7 | 0,9 |
| Діоксид сірки | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,2 |
| Діоксид азоту | 2,3 | 2,5 | 2,2 | 2,2 | 2,0 | 2,2 | 2,0 | 2,0 | 1,8 | 1,8 |
| Оксид азоту | 1,2 | 1,2 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 1,0 | 0,8 | 0,8 | 0,8 | 0,8 |
| Оксид вуглецю | 0,7 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,3 | 0,4 | 0,4 | 0,4 |
| Формальдегід | 1,7 | 2,0 | 1,7 | 1,7 | 1,7 | 1,3 | 1,3 | 1,7 | 1,7 | 1,7 |
| Фенол | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 | 2,0 |
| Фтористий водень | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |
| Хлористий водень | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,2 |

Таблиця 2

Класифікація забруднення атмосферного повітря м. Запоріжжя у 2012-2021 рр.
за значенням комплексного індексу I_5

| Рік | I_5 (рівень забруднення) |
|------|----------------------------|
| 2012 | 8,5 (забруднене) |
| 2013 | 9,2 (забруднене) |
| 2014 | 8,2 (забруднене) |
| 2015 | 8,2 (забруднене) |
| 2016 | 8,0 (забруднене) |
| 2017 | 7,7 (забруднене) |
| 2018 | 7,3 (слабко забруднене) |
| 2019 | 7,9 (забруднене) |
| 2020 | 7,6 (забруднене) |
| 2021 | 7,8 (забруднене) |

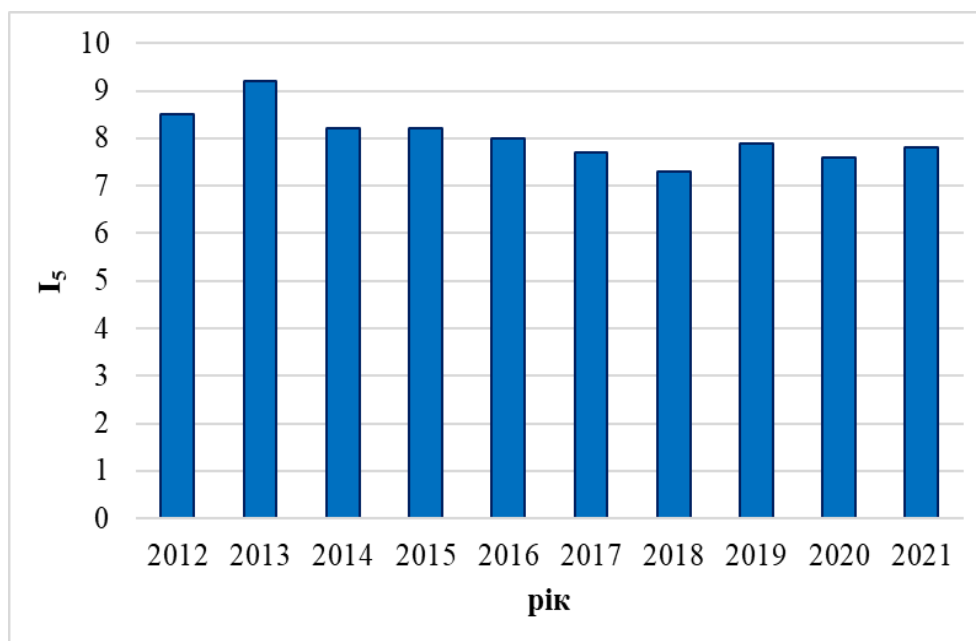


Рис. 8. Динаміка зміни I_5 для атмосферного повітря м. Запоріжжя у 2012-2021 рр.

Так, аналіз показав, що за період 2012-2021 рр. рівень забруднення атмосферного повітря в м. Запоріжжя характеризувався у переважній більшості категорією «забруднене». Виключення складає лише 2018 р., коли відзначалась категорія «слабко забруднене» атмосферне повітря. Також слід відзначити поступове незначне зменшення індексу I_5 з 2013 р. по 2021 р.

Висновки

У роботі було виконано аналіз стані та рівня забруднення атмосферного повітря окремих південних регіонів України (Одеська і Запорізька області) у довоєнний період. Виконані розрахунки дозволяють зробити такі висновки:

1. Переважними джерелам викидів ЗР в атмосферне повітря в Одеській області є пересувні джерела. Серед стаціонарних джерел більше 50 % викидів припадає на м. Одеса.

2. До переліку речовин, які дають найбільший внесок у формування рівня забруднення атмосфери м. Одеса, відносяться формальдегід, пил, діоксид азоту, оксид вуглецю, фенол, фтористий водень тощо.

3. Аналіз динаміку зміни значень *I*_{ЗА} у 2017-2019 рр. для діоксиду азоту показав, що за вмістом даної ЗР атмосфера в м. Одеса є забрудненою. Максимальні значення відзначалися переважно у весняно-літній період. Середньорічні концентрації оксиду вуглецю зменшуються при наближенні до прибережної зони в напрямку с заходу на схід. Значення *I*_{ЗА} також у переважній більшості випадків перевищувало 1, що вказує на постійне забруднення атмосферного повітря даною домішкою. Мінімуми, відзначені в окремі періоди (жовтень і грудень 2017 р., червень 2019 р.), обумовлені функціонуванням досить обмеженої кількості ПСЗ у місті. При аналізі вмісту пилу визначено, що повітряний басейн впродовж трьох років переважно був чистий лише в районі розташування ПСЗ № 8. На рис. 5 наведено динаміку зміни значень *I*_{ЗА} для пилу на протязі року. На протязі року значення *I*_{ЗА} майже постійно перевищують 1. В цілому максимальні концентрації пилу відзначались у весняно-літній період.

4. Найбільшими забруднювачами атмосферного повітря в Запорізькій області є підприємства чорної та кольорової металургії, теплоенергетики, хімії, машинобудування, харчової промисловості, на які припадає приблизно 90,0 % викидів всіх ЗР. Переважними джерелами викидів в регіоні є стаціонарні джерела, внесок яких складає більше 50 % у формування загального рівня забруднення. Серед районів області максимальні обсяги викидів від стаціонарних джерел відзначались у Василівському і Запорізькому районах.

5. Максимальні концентрації з постійним перевищенням *ГДК*_{ср} за період 2012-2021 рр. у м. Запоріжжя відзначались по таких речовинах як діоксид азоту, фенол і формальдегід. Значним є вміст оксиду азоту і пилу. До 5 пріоритетних ЗР входили постійно пил, діоксид та оксид азоту, фенол і формальдегід.

6. За період 2012-2021 рр. рівень забруднення атмосферного повітря в м. Запоріжжя характеризувався у переважній більшості категорією «забруднене». Слід відзначити поступове незначне зменшення індексу *I*₅ з 2013 р. по 2021 р.

Як вказано вище, питання оцінки стану і якості повітряного басейну, а також інших складових довкілля у довоєнний період, є дуже важливими. Дані результати є основою для оцінки стану складових довкілля і рівня техногенного навантаження, спричиненого військовими діями внаслідок збройної агресії РФ.

Список літератури

- Запорізький обласний центр гідрометеорології. (2023). URL: <https://zapcgm.com.ua/pollution>.
- Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2021 р. (2022). Одеса.
- Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Запорізької області у 2021 р. (2022). Запоріжжя.
- Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Запорізькій області у 2016 р. (2017). Запоріжжя.
- Чугай, А. В. (2020). Оцінка техногенного навантаження на складові довкілля Одеської області. *Екологічні науки*, 28, 102-110. doi: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.1-28.15>
- Чугай, А. В., & Сафранов, Т. А. (2020). Особливості забруднення атмосферного повітря міст Північно-Західного Причорномор'я. *Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна. Серія «Геологія. Географія. Екологія»*, 52, 251-260. doi: [org/10.26565/2410-7360-2020-52-18](https://doi.org/10.26565/2410-7360-2020-52-18)
- Чугай, А. В., & Сафранов, Т. А. (2021). *Методи оцінки техногенного впливу на довкілля*. Одеса: Букаєв Вадим Вікторович.

АНАЛІЗ УМОВ ДЛЯ ВПРОВАДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОЇ СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ В УКРАЇНІ

Приходько В.Ю., Одеський державний екологічний університет, к.геогр.н.,
доцент кафедри екології та охорони довкілля, Україна

Сафранов Т.А., Одеський державний екологічний університет, д.г.-м.н.,
завідувач кафедри екології та охорони довкілля, Україна

Abstract

Developing effective solutions for municipal solid waste management in Ukraine is one of the priorities of modern society. Nowadays, the main method of waste management is disposal at landfills and dumps that do not meet environmental requirements, are overloaded and need to be closed. The purpose of this study is to review the current situation in the field of municipal solid waste management in Ukraine and to outline the initial conditions for creating an effective waste management system. The object of the study is the sphere of municipal solid waste management in Ukraine, and the subject of the study is an analysis of the current state of municipal solid waste management system and possible directions for its improvement. Since 2017, significant changes have taken place in the legislative sphere of waste management, which aim to implement modern approaches to waste problem solving. An analysis of the initial conditions for developing an effective solid waste management system showed that there is a demand for classical recyclable materials, as the largest fraction of solid waste by weight – food waste – are not recovered. A prerequisite for the integrated use of the resource potential of municipal solid waste is the separation of a stream of easy decomposed organic waste at the beginning of the waste life cycle. This "wet" fraction can be comprehensively recovered to produce biogas and compost. The remainder – the "dry" fraction of municipal solid waste – can be efficiently sorted on waste sorting lines, secondary raw materials obtained in this case should cover the existing shortage of them.

Вступ

З прийняттям у 2017 р. Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року (далі – «Національна стратегія...») розпочався новий етап розбудови системи управління та поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ), спрямованої на комплексне вирішення екологічних та соціально-економічних проблем, а також реалізації принципів сталого розвитку.

Основним підходом до поводження з ТПВ на сьогодні залишається захоронення на полігонах та звалищах, яких налічується близько 5,7 тис. загальною площею майже 8 тис. га. Це без урахування 14,7 тис. стихійних сміттєзвалищ загальною площею близько 600 га. У 2022 р. перероблено та утилізовано близько 9,9% побутових відходів, з них: 1,66 % спалено, а 8,24 % потрапило на заготівельні пункти вторинної сировини та сміттєпереробні лінії (Мінінфраструктури України, 2023).

Показниками, що характеризують ситуацію з ТПВ, є питоме утворення ТПВ та кількість і площа звалищ в Україні. На рис. 1 представлена динаміка зміни питомого утворення ТПВ на основі довідникових даних про норми накопичення ТПВ, норми надання послуг з вивезення ТПВ та розраховані за даними про масу та об'єм утворених відходів і кількість населення (за 2018 та 2022 рр.).

Як бачимо, норми накопичення ТПВ за період з 1926 по 2018 рр. вирости в 3,5 рази за обсягом і в 1,4 рази за масою (Приходько, Сафранов та Шаніна, 2019). Але за період 2012-2022 рр. масштаби утворення ТПВ зменшилися на 25 % за масою і на 38 % за об'ємом. Можливо, це пов'язано з переходом на розрахункові дані, неточністю визначення показників утворення відходів та населення станом на кінець 2022 р. Зазначимо, що за 2022 р. частково відсутні дані з тимчасово окупованих територій і з територій активних бойових дій.

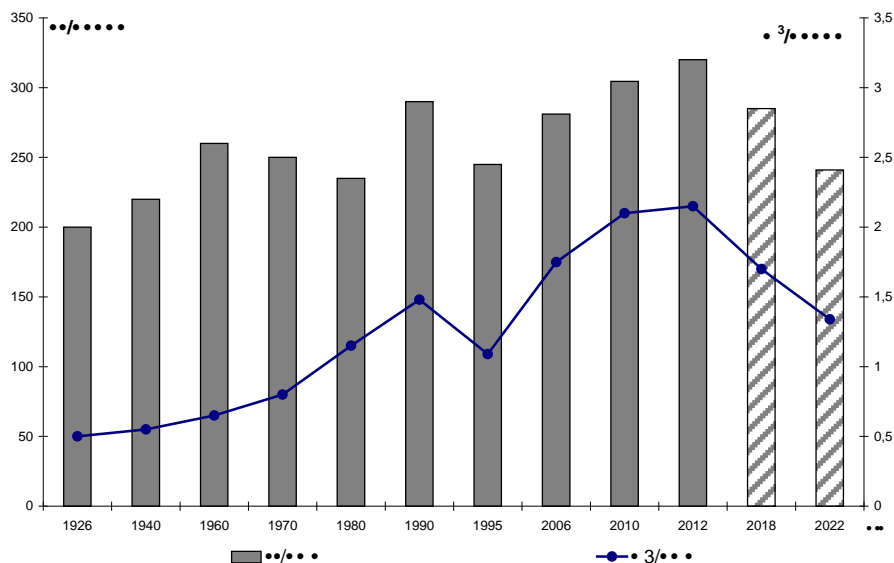


Рис. 1. Динаміка зміни питомого утворення ТПВ в Україні з 1926 по 2022 рр.

Часова динаміка показників площі та кількості місць видалення відходів, а також обсягів утворення ТПВ, відображена на рис. 2. Очевидно, що зростання обсягів утворення ТПВ і домінування їх захоронення на полігонах (звалищах) призводить до збільшення кількості та площі місць захоронення. Так, за період 1998-2022 рр. кількість місць захоронення в Україні зросла у 8,2 рази, за період з 2003-2022 рр. площа зросла в приблизно в 1,5 рази.

Потоки ТПВ планується переадресувувати на сучасні регіональні полігони з мінімальною потужністю 50 тис. т на рік, які обслуговуватимуть територію з населенням щонайменше 400 тис. осіб. З 2030 р. на полігонах буде заборонено захоронювати відходи, які можна переробити. Зазначимо, що відходи, які захоронюються на звалищах і полігонах, назавжди втрачають свій потенціал в якості вторинних матеріальних ресурсів (ВМР), а єдиним варіантом його використання стає видобуток та використання біогазу.

Метою даного дослідження є огляд сучасної ситуації у сфері управління та поводження з ТПВ в Україні та окреслення вихідних умов щодо створення ефективної системи управління відходами.

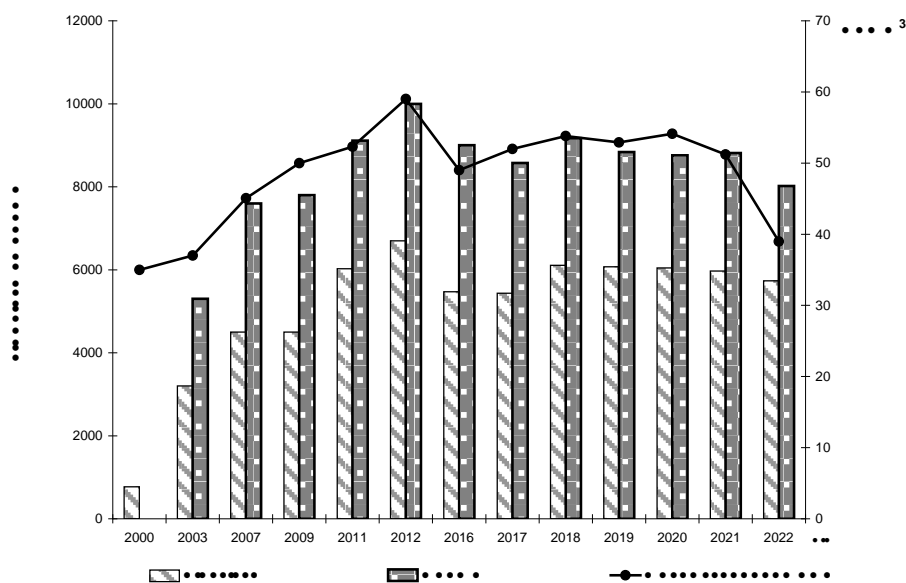


Рис. 2. Динаміка зміни кількості та площі місць захоронення, а також обсягів утворення твердих побутових відходів

Методика дослідження

В роботі використані методи системного аналізу, масового балансу, узагальнення та інтерпретації. Об'єктом дослідження є сфера управління та поводження з ТПВ в Україні, предмет дослідження – аналіз сучасного стану системи управління та поводження з ТПВ та можливі напрямки її ефективного розвитку.

Зміни у нормативно-законодавчому просторі з управління відходами

Першою спробою змінити поточну кризову ситуацію в галузі ТПВ можна вважати поправку до Закону України «Про відходи» (1998), відповідно до якої з 1 січня 2018 року видалення необроблених ТПВ забороняється. Очікувано, що цю поправку до Закону не було реалізовано в реальних умовах.

Початком реформування нормативно-законодавчої бази у сфері управління та поводження з ТПВ можна вважати Національну стратегію управління відходами в Україні до 2030 року (Кабмін Міністрів України, 2017). Цей документ ґрунтується на *Waste management Hierarchy*, переході до економіки замкнутого циклу, управлінні ризиками, розширеній

відповідальності виробника (РВВ) та реалізації принципу «забруднювач платить», тобто з урахуванням європейського досвіду у даній сфері та у відповідності до Директиви 2008/98/ЄС (ЄС, 2008). Наступним етапом стала розробка рамкового законопроєкту «Про управління відходами», який пройшов громадське обговорення наприкінці 2018 р. і 20 червня 2022 р. був прийнятий Верховною Радою України (Верховна Рада України, 2022). Цим Законом запроваджується система нових термінів і визначень у сфері управління відходами. Наприклад, з'являються визначення «управління відходами» та «послуга з управління відходами», «розширена відповідальність виробника», «термічне оброблення відходів», «установка спалювання відходів», «роздільне збирання відходів» тощо. Натомість, зникають такі визначення, як «поводження з відходами», «утилізація відходів» тощо. Змінюється визначення «побутових відходів».

Національною визначаються цільові показники щодо повторного використання та рециклінгу ТПВ (рис. 3, а). Цільові показники щодо підготовки до використання та рециклінгу побутових відходів відповідно до ст. 37 Закону України «Про управління відходами» представлені на рис. 3, б.

Як в «Національній стратегії...», так і в Законі України «Про управління відходами» зазначена основна стратегія поводження з ТПВ в Україні на основі ієрархії управління відходами (Директива 2008/98/ЄС). Проте слід зазначити, 2015 р. ЄС починає перехід до іншої моделі мінімізації впливу відходів на довкілля – економіки замкнутого циклу (ЕЗЦ), за якої утворення відходів буде зведено до мінімуму, а обсяг первинних ресурсів зберігається якомога довше, тобто використання вторинної сировини і відходів зводиться до максимуму. Але наразі у Законі України «Про управління відходами» це не визначено. Хоча визначається основа переходу до ЕЦЗ – це впровадження принципів РВВ, яке поступово вводиться подальшими законодавчими ініціативами у сфері відходів.

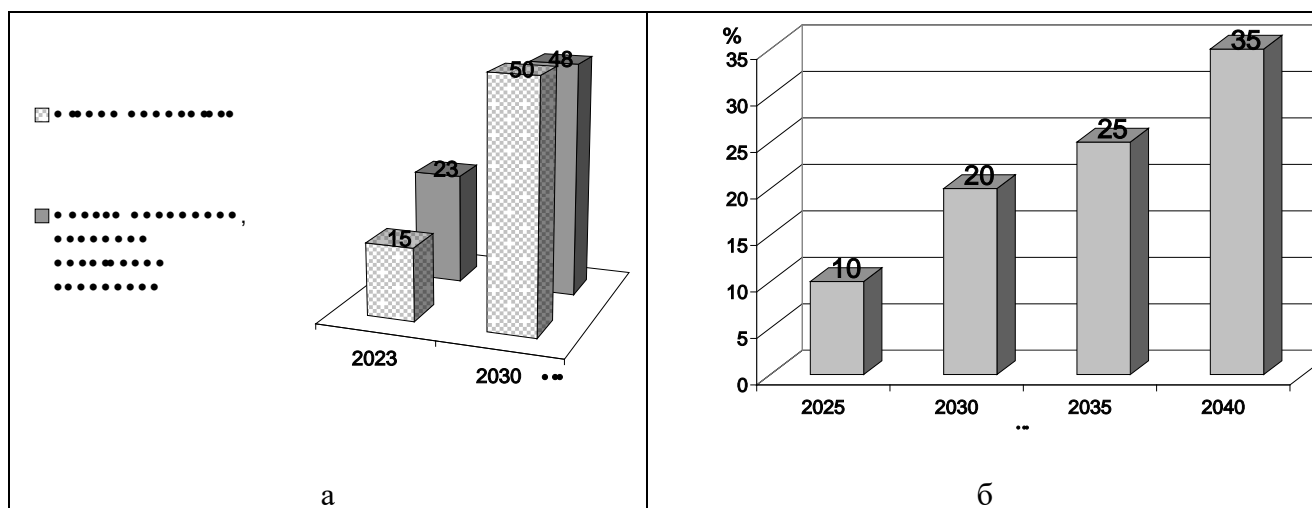


Рис. 3. Цільові показники з рециклінгу побутових відходів відповідно до Національної стратегії (2017) (а) та Закону України «Про управління відходами» (б)

У 2021 р. в Україні було ухвалено Закон «Про обмеження обігу пластикових пакетів на території України» з метою запобігання засміченню довкілля пластиковими пакетами. За деякими винятками, у сфері торгівлі заборонено використання надлегких, легких і оксорозкладних пластикових пакетів. Також у 2023 р. українським урядом було схвалено законопроект «Про упаковку та відходи упаковки», який встановлює принцип РВВ, покликаний розв'язати проблему відходів упаковки. Прийняття цього закону є одним з важливих етапів реформування нормативно-законодавчої сфери управління відходами в Україні. Застосування принципів РВВ по відношенню до відходів пакування дозволить створити підґрунтя для впровадження ЕЗЦ.

Складна ситуація з небезпечними відходами у складі ТПВ, зокрема, з відпрацьованими батарейками, зумовила розробку законодавчої ініціативи, яка б дала змогу реалізувати принцип РВВ на прикладі утилізації відпрацьованих батарейок. На сьогодні в черзі є розроблені законопроекти «Про батарейки, батареї та акумулятори» та «Про електронні та електричні відходи».

Нові законодавчі ініціативи та проекти виносяться на громадське обговорення, а також проходять процедуру стратегічної екологічної оцінки відповідно до Закону України «Про стратегічну екологічну оцінку». Загалом можна говорити про значні реформи в нормативно-законодавчому полі сфери

управління ТПВ в Україні. Це створює підґрунтя для імплементації європейського законодавства як обов'язкової умови виконання угоди між Україною та ЄС. Зауважимо, що реформування законодавства відповідно до європейських вимог необхідно проводити з урахуванням можливості їх реалізації в Україні. Без створення відповідної матеріальної бази та економічних умов забезпечення реформ у галузі ТПВ, нові закони не матимуть втілення (Приходько та ін., 2019).

Інфраструктура з переробки вторинної сировини з ТПВ в Україні

Серед вихідних умов, які мають бути враховані при розробці Регіональних планів та створенні ефективної системи управління відходами, є характеристика морфологічного складу та вивчення інфраструктури з переробки окремих видів відходів у регіоні (Приходько та ін., 2019).

Аналіз морфологічного складу ТПВ міст України (Приходько та Гюльяхмедова, 2018) показав, що майже 60% від маси ТПВ українських міст складають відходи, що здатні до біологічного розкладання, з них 50 % – це харчові відходи, 22 % – папір і картон, 15 % – садово-паркові відходи. Враховуючи вміст в ТПВ та можливості збору і переробки, виділимо такі ресурсоцінні компоненти (табл. 1).

Таблиця 1

Вміст потенційних ресурсів в ТПВ (%) (Звіт, 2017)

| | Харчові відходи | Папір, картон | Полімери | Склобій | Садово-паркові | Текстиль | Метал | Разом |
|----------|-----------------|---------------|----------|----------|----------------|----------|-------|-------|
| Україна | 36,1 | 14,3 | 5,8 | 6,2 | 9,8 | 3,4 | 2,3 | 77,9 |
| м. Одеса | 29,0 | 4,9 | 12,9 | 5,6-12,4 | 10,0 | 3,0 | 1,0 | 69,8 |

Примітка: для м. Одеса дані взяті з проекту Регіонального плану управління відходами до 2030 року.

Компоненти ТПВ з наявною системою збору і переробки позначені сірим кольором.

Відмітимо, що морфологічний склад відходів значно різниться в залежності від місця утворення і пори року. Дослідження варіації вмісту компонентів у складі ТПВ різних міст України (Приходько та Гюльяхмедова, 2018) показали, що чим менший вміст, тим більша варіація. Це означає, що найбільш усталеними є вміст харчових відходів, паперу і картону. Найбільш невизначеним є вміст садово-паркових відходів, який залежить від пори року і рівня озеленення населеного пункту, характеру забудови тощо.

Можливості використання ресурсного потенціалу ТПВ визначаються такими умовами:

1) попит і вартість вторинної сировини (табл. 2):

Таблиця 2

Приблизна закупочна вартість вторинної сировини у переробників
(за даними різних компаній)

| | Папір і картон | Полімери | | | Склобій | Метал |
|------------------------|----------------------------------|---|--|---|----------------------------------|---|
| | | брухт | плівка, пакети | пляшка | | |
| Ціна, грн./т | 1-4 | 5-7 | 3-10 | 1-8 | 0,3-0,8 | 4,50 сталевий брухт 20-25 |
| Приблизна номенклатура | картон, архів, труби, мішки тощо | PP та PE тара, взуттєві колодки, відходи споживання | стрейч-плівка, кольорова плівка, термоусадочна, крапельне зрошення, біг-бег тощо | мікс або сортована за кольорами, з-під олії | кольоровий, прозорий та листовий | широкий асортимент чорних та кольорових металів |

2) механізм вилучення вторинної сировини із загального потоку ТПВ (роздільне збирання, адресний збір, пункти прийому вторинної сировини тощо);

3) потужності для переробки окремих видів ВМР.

З табл. 2 видно, що основними видами ВМР, на які зараз є попит, є макулатура, ВПМ, склобій та метали у широкому асортименті. Аналіз ринку показав наявність попиту на вторинну сировину, особливо відсортовану за

видами, кольорами, без забруднень та у промислових обсягах. Умовою успішної реалізації вторинної сировини є глибоке сортування за різними ознаками.

Переробка картону і паперу, ВПМ, склобою і металів допоможе повторно використати 28,6% від загальної маси ТПВ за умови повного вилучення і використання. Якщо порівняти ці показники з визначеними цілями «Національної стратегії...» та Закону України «Про управління відходами» (див. рис. 3), стає зрозумілим, що необхідно розширювати асортимент вторинної сировини за рахунок інших відходів, зокрема, харчових.

Необхідною умовою для отримання високоякісної вторинної сировини є створення системи роздільного збирання і сортування отриманих потоків відходів.

На нашу думку, найбільш доцільно впроваджувати такий підхід до роздільного збирання, який дозволяє виокремити із загального потоку ТПВ органічні відходи, які легко розкладаються (Мартиненко, 2019; Приходько та ін., 2019; Спосіб поводження з муніципальними відходами, 2014; Veolia, 2019). Відділення на початку життєвого циклу ТПВ відходів, які легко розкладаються, є ключовим принципом Концепції поводження з твердими муніципальними відходами, що розроблена в Одеському державному екологічному університеті (ОДЕКУ) (Спосіб поводження з муніципальними відходами, 2014), Модульного підходу до формування індивідуальної системи поводження з відходами (Veolia), концепції *Zero Waste City*. Відділяючи органічну фракцію (т. зв. «волога фракція»), яка легко розкладається, із загального потоку ТПВ у момент утворення, ми тим самим підвищуємо ресурсну цінність як потоку ВМР (т. зв. «сухої фракції»), так і забезпечуємо екологічну чистоту продуктів біохімічної переробки органічних відходів, що легко розкладаються.

На сьогодні основним підходом до роздільного збирання є вилучення окремих видів ВМР, що мають найбільшу вартість і попит, з використанням точкових схем, за яких хаотично, у будь-який спосіб вилучаються окремі види

вторинної сировини. Значна, але не визначена роль неформального сектору і пунктів прийому вторинної сировини («сірий сектор» ринку ВМР). Це можуть бути окремі (не мережа) майданчики для збору вторинної сировини.

В будь-якому випадку вторинна сировина (будь то «суха фракція» чи окремо відібрані полімери, наприклад) потребує додаткового сортування. Це дозволяє значно підвищити глибину переробки та вартість отриманих ВМР. Очевидно, що у випадку виокремлення «сухої» фракції ТПВ ефективність її сортування і чистота отриманих ВМР значно вища, аніж у випадку сортування загального потоку ТПВ.

В наших попередніх дослідженнях (Приходько та ін., 2019) показано, що досягнення цільових показників з рециклінгу ТПВ, передбачених «Національною стратегією...» та Законом України «Про управління відходами» можливе лише за умови широкого охоплення населення роздільним збиранням та залучення додаткових компонентів ТПВ в загальну систему управління відходами в якості ВМР, тобто використовувати їх ресурсний потенціал.

За даними Мінінфраструктури України, в 2021 р. роздільним збиранням ТПВ було охоплено 2,9 млн. населення у 1661 населеному пункті, що, порівняно з початковим 2009 р., збільшилося у 31 раз. У 2022 році перероблено та утилізовано близько 9,9 % побутових відходів, з них: 1,66 % спалено, а 8,24 % побутових відходів потрапило на заготівельні пункти вторинної сировини та сміттєпереробні лінії. Хоча слід зазначити, що, збільшення кількості населених пунктів з роздільним збиранням ТПВ не супроводжується аналогічною тенденцією збільшення обсягів переробки вторинної сировини.

Узагальнимо інформацію щодо можливостей роздільного збирання і переробки основних груп ВМР у складі ТПВ українських міст (табл. 3). Станом на 2019 р. склалася ситуація, що переробникам макулатури, полімерів і скла не вистачало власної вторинної сировини, а дефіцит поповнювали за рахунок імпорту. Натомість значні обсяги потенційних ВМР поповнили і без того переповнені полігони і сміттєзвалища.

Отже, основною проблемою використання ресурсного потенціалу типових видів вторинної сировини у складі ТПВ є відсутність системи роздільного збирання, а існуючі елементи не спроможні видати ефективно вилучати ресурсоцінні компоненти із загального потоку.

З огляду на морфологічний склад ТПВ (див. табл. 1), в Україні необхідно активно розвивати переробку органічних відходів, які легко розкладаються.

Таблиця 3

Можливості роздільного збирання та
переробки окремих фракцій ТПВ в Україні

| Харчові відходи | Папір, картон | Полімери | Склобій | Садово-паркові | Текстиль | Метал |
|--|------------------|-------------------------|------------------|----------------|----------|------------------|
| Метод відбору із загального потоку | | | | | | |
| АЗ АПУВ | ТМ АЗ ПЗВС | ТМ АЗ ЗіП ПЗВС | ТМ АЗ ПЗВС | АЗ АПУВ | АЗ | ТМ АЗ ПЗВС |
| Кількість підприємств з переробки (за даними Укрвторма на 2017-2018 рік) | | | | | | |
| – | 17-20 | 39 + 19 (ПЕТФ) | 17 | – | – | 16 |
| Використання потужностей, % | | | | | | |
| – | 92 | 65,4 | 60,2 | – | – | – |

Примітка: ТМ – торговельні мережі; АЗ – адресний збір; ЗіП – заготівельники і переробники; ПЗВС – пункти збирання вторинної сировини («сірий» сектор); АПУВ (сбор и вывоз) – администратор послуги з управління відходами.

Використання ресурсного потенціалу органічних відходів, які легко розкладаються

Якщо для класичних видів вторинної сировини з ТПВ існують потужності з переробки, то неохопленими можливостями переробки залишаються харчові і садово-паркові відходи. А на них може припадати до 45 % від загальної маси ТПВ.

Для потоку відходів, що легко розкладаються, нами запропоновано і запатентовано схему комплексної утилізації біорозкладаних відходів у складі ТПВ: анаеробна ферментація з отриманням біогазу і дигестату, який можливо переробити на 2-й стадії – аеробного компостування – з отриманням органічно-мінерального добрива (Спосіб комплексної утилізації твердих побутових

відходів, 2010). Додатковим джерелом органічної сировини можуть бути легко розкладні промислові органічні відходи, сільськогосподарські відходи та осади, що утворюються під час аеробного очищення стічних вод на міських очисних спорудах (за умови дотримання екологічної безпеки осаду).

Дослідження трансформації вуглецю за комплексної утилізації показало, що 35 % вуглецю переходить у біогаз, а 65 % концентрується у твердих продуктах ферментації. Якщо прокомпостувати дігестат (2 стадія процесу), то до складу компосту переходить 65 % вуглецю, що міститься у твердих продуктах ферментації, а 35 % надходить в атмосферу у вигляді вуглекислого газу. Саме такий метод поводження з органічними відходами, що легко розкладаються, дає змогу повністю залучити біогенні елементи в природні цикли у вигляді органічних сполук компосту, метану і вуглекислого газу. Отриманий компост також є джерелом біогенних елементів (азоту, фосфору та калію), що містяться в органічних відходах. В іншому випадку депонування таких відходів у тілі полігона виводить ці біогенні елементи з природних циклів і концентрує в продуктах деструкції. Показано, що за 50 років перебування відходів на полігоні вивільняється близько 27 % вуглецю з біогазом (Prykhodko, Safranov, Shanina & Ilyash, 2018). Комплексна утилізація за запропонованою нами технологічною схемою дозволяє значно скоротити терміни депонування біогенних елементів у відходах (від 2 до 12 місяців).

Висновки

В результаті проведених досліджень можна зробити такі висновки:

1. Проблема ТПВ залишається однією з актуальних екологічних проблем України. Починаючи з 2022 р., зменшення відходоутворення обумовлене, перш за все, міграцією населення і відсутністю даних з тимчасово окупованих територій і територій активних бойових дій. Захоронення ТПВ залишатиметься основним способом поводження з ними в тривалій перспективі (на 2022 р. захоронювалося 90 % утворених ТПВ).

2. Починаючи з 2017 р., в нормативно-законодавчій сфері управління відходами відбулися значні зміни, які мають на меті реалізувати сучасні

підходи щодо вирішення проблеми відходів та імплементувати європейське законодавство відповідно до зобов'язань, визначених угодою між Україною та ЄС. В червні 2022 р. був прийнятий основний закон «Про управління відходами», який встановлює базові принципи розбудови системи управління відходами, зокрема, й ТПВ. Законодавчі ініціативи у сфері відходів активно розвиваються.

3. Для розбудови ефективної системи управління ТПВ на регіональному рівні необхідно проаналізувати вихідні умови: морфологічний склад відходів, наявність переробників вторинної сировини і можливості виокремлення визначених компонентів ТПВ для подальшої утилізації. Основним компонентом ТПВ є харчові та садово-паркові відходи, але наразі це новий, але перспективний напрям досягнення цільових показників рівня переробки ТПВ.

4. Необхідною умовою комплексного використання ресурсного потенціалу ТПВ є виокремлення потоку органічних відходів, які легко розкладаються, на початку життєвого циклу ТПВ. Отримана таким чином «волога» фракція може бути перероблена в біогаз і компост високої якості.

5. «Суха» фракція ТПВ може бути ефективно відсортована на сміттесортувальних лініях, отримана вторинна сировина має покрити існуючий дефіцит по макулатурі, склу і полімерам. Операції з досортування «сухої» фракції та переробки «вологої» фракції ТПВ можуть бути успішно реалізовані в комплексах механіко-біологічної обробки відходів.

Список літератури

- Prykhodko, V., Safranov, T., Shanina, T., & Ilyash, O. (2018). Carbon redistribution during the stages of generation and destruction of municipal solid waste organic component. *International Journal of Engineering & Technology*, 7, 4.8, 415-419. doi: 10.14419/ijet.v7i4.8.27281
- Veolia. (2019). *Модульний підхід до формування індивідуальної системи поводження з відходами*. Презентації доповідей Waste Management – 2019. Доступ через: <https://drive.google.com/file/d/1XaEsjcz1MT1iN4nt6B46IJECEGr5OKPW/vi>

ew?usp=sharing

Верховна Рада України. (2022). *Закон України «Про управління відходами»*.

URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/card/2320-20>.

ЕС. (2008). *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives*. Retrieved from: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj>

Звіт з аналізу існуючого стану системи поводження з ТПВ в Одеській області за 2013-2017 рр. (2017). ТОВ ЕСКО»Екологічні системи». 37 с.

Кабінет Міністрів України. (2017). *Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року* URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-%D1%80>

Мартиненко, А. (2019). *Ієрархія поводження з відходами*. Презентації доповідей Waste Management – 2019. https://drive.google.com/file/d/1yfHOetdNuj9a62SkQi1dvOn_4qH2VEnx/view?usp=sharing

Мінінфраструктури України. (2023). *Аналіз стану сфери поводження з твердими побутовими відходами за 2022 рік*. URL: <https://mtu.gov.ua/news/34323.html>

Приходько, В. Ю., & Гюльяхмедова, К. Р. (2018). Характеристика біоорганічної складової твердих побутових відходів. *Вісник ХНУ*, 19, 82-90. doi: 10.26565/1992-4259-2018-19-08

Приходько, В. Ю., Сафранов, Т. А., & Шаніна Т. П. (2019). Сучасний стан сфери поводження з твердими побутовими відходами в Україні. *Людина і довкілля. Проблеми неоекології*, 32, 58-66.

Спосіб комплексної утилізації твердих побутових відходів: пат. Україна. № 58436; заявл. 5.10.2010; опубл.11.04.2011, Бюл. №7. 8 с.

Спосіб поводження з муніципальними відходами: пат. Україна. № 94504; заявл. 23.06.2014; опубл.10.11.2014, Бюл. №21. 7 с.

ДОСЛІДЖЕННЯ УМОВ АЕРОБНОГО БІОКОМПОСТУВАННЯ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД РІЗНОГО ВІКУ ІЗ ДОДАВАННЯМ РОСЛИННОЇ СИРОВИНИ

Мальований М.С., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н.,
завідувач кафедри ЕЗП, Україна

Тимчук І.С., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н., доцент
кафедри ЕЗП, Україна

Слюсар В.Т., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н.,
інженер I кат. кафедри ЕЗП, Україна

Жук В.М., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н., доцент
кафедри ГВІ, Україна

Строшук У.З., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н.,
інженер кафедри ЕЗП, Україна

Бойко Р.Я., Національний університет «Львівська політехніка», аспірант
кафедри ЕЗП, Україна

Abstract

Large volumes of wastewater sediments (WWS) generated over decades at Ukrainian sewage treatment plants (STP) pose a serious threat to the environment. The main methods of processing the formed sludge at the STP in European countries today are thermal drying and incineration of sludge. However, these methods are characterized by high capital cost and particularly high operating costs. A resource-saving and energy-efficient alternative to the drying and incineration of sludge in Ukraine is the method of aerobic biocomposting of WWS to obtain an organo-mineral mixture, which, depending on the input sludge, can be used to rehabilitate disturbed lands and landfills. The specific capital costs for the implementation of biocomposting are 3-5 times lower than for the drying process and 8-10 times lower than the corresponding figure for the incineration process. Compost formed after

composting contains a sufficient amount of nutrients necessary for plant growth and development. Numerous studies have shown that the use of organo-mineral fertilizers based on WWS increases the humus content and increases crop yields. However, the optimum modes of implementation of the biocomposting process to obtain substrates for a wide range of applications for different types of biological reclamation facilities remain unexplored.

Вступ

Упродовж останніх років стрімко зростають масштаби утворення та накопичення техногенних відходів, які в своєму складі містять органічну складову, що призводить до відчуження нових територій та забруднення довкілля. Одним із катастрофічно зростаючих видів за кількістю відходів є ОСВ, що утворюються на каналізаційних очисних спорудах після стадії біологічного очищення стічних вод (Stefanakis, Akratos & Tsihrintzis, 2014; Feng, Luo & Chen, 2015; Venkatesan, Done & Halden, 2014). Отже, проблема їх знешкодження та утилізації є надзвичайно важливою в умовах теперішнього часу. ОСВ в необробленому вигляді протягом багатьох років накопичувались на переобтяжених мулових майданчиках, у відвалах, кар'єрах, що призвело до порушення екологічної безпеки і погіршення умов проживання населення. Важливого значення в утилізації осадів стічних вод відіграють процеси попередньої обробки цих осадів, які включають стадію стабілізації шляхом додавання вапна, компостування, аеробне/анаеробне перетворення, а також процеси зневоднення та сушіння (Christodoulou & Stamatelatu, 2015; Fytili & Zabaniotou, 2008).

Загальний об'єм ОСВ, що утворюються внаслідок очищення міських стічних вод на КОС становить 0,5-1,0 % від загальної кількості очищених стічних вод за вологості осадів відповідно 97-98 %. За рік утворюється в близько 1 м³ осадів вологістю 97 % із розрахунку на одного еквівалентного мешканця. Виходячи зі сумарної фактичної продуктивності КОС, в Україні

щороку утворюється близько 40-50 млн. м³ ОСВ вологістю 97 % або 1,2-1,5 млн. т осадів у перерахунку на суху речовину. Згідно з ДСТУ 8727:2017 (2017), загальна кількість накопичених "старих" осадів стічних вод в масштабах України оцінена в 1 млрд. тонн.

Відпрацьовані техногенні об'єкти (сміттєзвалища, терикони та ін.), які не рекультивовані і не приведені в безпечний для довкілля стан, створюють значну екологічну загрозу. В Україні наростають потреби у проведенні біологічної рекультивації на відпрацьованих техногенних об'єктах (сміттєзвалища, терикони та ін.) адже цей процес потребує значних ресурсних та фінансових витрат. Тож пошук методів для його здешевлення і збереження природних ресурсів є надзвичайно перспективним.

Значного поширення в Україні набуло біокомпостування сільськогосподарських органічних відходів тваринного походження. Реалізація біокомпостування ОСВ значно менш поширена внаслідок, як меншої енергетичної цінності ОСВ, так і з причини складності реалізації кінцевого продукту з огляду на можливий підвищений вміст у ОСВ різних токсичних забруднень. Разом з тим, компостування ОСВ достатньо широко застосовується у багатьох країнах Європи (Kelessidis & Stasinakis, 2012; Du & Li, 2017), зокрема в Угорщині за цією технологією обробляють близько 78 % осадів, у Чехії – 39 %, у Німеччині – 12 %, у Польщі – 9 %. Можливий підвищений вміст сполук важких металів у осадах, а також інших хімічних і біологічних забруднень робить неможливим застосування компосту отриманого на їх основі у сільськогосподарських цілях, проте дозволяє використання таких компостів для біологічної рекультивації порушених земель. Заборона на використання ОСВ в сільськогосподарських цілях на сьогоднішній день відсутня в Україні. Але згідно із (Regulation EU 2019/1009, 2019) щодо правил доступу на ринок ЄС продуктів для удобрення, дигестат, отриманий внаслідок зброджування сировини, в склад якої входять ОСВ, заборонено використовувати як добрива у сільськогосподарському виробництві. Тому основними і перспективними

напрямами утилізації таких продуктів є використання їх в цілях біологічної рекультивациі порушених земель або в лісовому господарстві.

Переробка та утилізація ОСВ з метою недопущення їх негативного впливу на довкілля є однією з важливих екологічних проблем. Проте хімічний склад ОСВ містить велику кількість органічних речовин (порядку 70% від маси сухої речовини осаду), значні концентрації поживних макро- і мікроелементів, за даними (Hryshko & Korinovska, 2015) в середньому осад стічних вод містить: 1-3 % азоту (N); 1-4 % фосфору (P); 0,2-0,7 % калію (K), проте в залежності від складу стічних вод, вміст цих елементів може бути більшим або меншим (Ahmed Fawy & Abdel-Hady, 2010; Dubovyy & Tabakaieva, 2014; Hamood & Khatib, 2016), а також містить такі мікроелементи, як кобальт (Co), залізо (Fe), цинк (Zn), манган (Mn), які в адекватних концентраціях необхідні для росту та розвитку рослин (Kaletnik & Honcharuk, 2016; Paya, Monzo, Borrachero & Soriano, 2019). Це дає передумови розглядати цей матеріал як складник органо-мінеральних добрив різного призначення. Комплексна утилізація ОСВ вирішує не тільки природоохоронні завдання, але й економічні за рахунок отримання вторинних сировинних ресурсів.

Станом на 2022 рік в Україні вже розроблені основні нормативні документи, що дозволяють широке використання перероблених ОСВ як складових органо-мінеральних сумішей. Зокрема, з 2014 р. в Україні діє (ДСТУ 7369:2013, 2014) а з 01.04.2018 р. – більш спеціалізований (ДСТУ 8727:2017, 2017), у якому викладено основні вимоги до підготування ОСВ, їх обробки та знезараження за методом біотермічного компостування, а також методика розрахунку допустимих доз внесення органо-мінеральної суміші з ОСВ як добрива за вмістом забруднювальних речовин.

Поряд з цим, споруди біотермічного компостування дуже рідко використовуються на практиці роботи українських КОС. Отож, важливим залишається завдання розробки більш детальних науково-практичних рекомендацій що стосуються переробки ОСВ методом аеробного

компостування з урахуванням комплексу таких факторів: вологості, хіміко-бактеріологічного складу ОСВ, віку (у випадку утилізації старих ОСВ, накопичених на мулових майданчиках), виду та параметру наявної рослинної сировини, умов реалізації процесу біокомпостування, виду, частоти та інтенсивності аерації та зволоження, дози та концентрації спеціальних додатків (термофільних мікроорганізмів (для інтенсифікації процесу та поглиблення біорозкладу), спеціальних хімічних реагентів (для переведення іонів важких металів у комплексні неактивні сполуки)).

Експериментальна частина

В якості основної цільової сировини було взято механічно зневоднений ОСВ після центрифугування суміші сирого осаду та надлишкового активного мулу в цеху механічного зневоднення Львівських КОС. Надалі по тексту цей осад називається новим ОСВ (аббревіатура ОСВн). У одній із сировинних сумішей досліджено вплив на процес біокомпостування старих ОСВ (ОСВст). Зразок старих ОСВ відібрано на діючому муловому майданчику Львівських КОС; вік старого ОСВ згідно журналу обліку – $2,5 \pm 0,5$ року. Як рослинний наповнювач використовували деревну щепу. Для прискореного розвитку процесу біокомпостування у всіх дослідних композиціях використано рециркуляційний активний біокомпост віком близько 2 тижнів, відібраний з середньої частини компостних буртів станції біокомпостування ЛКП "Зелене місто".

Для лабораторного компостування було підготовлено чотири різних за складом сировинних суміші (табл. 1): три суміші (№1–№3) з різними об'ємними частками ОСВ та суміш №4 – контрольна суміш з активного компосту.

Таблиця 1

Об'ємні співвідношення компонентів сумішей на початку компостування в лабораторних умовах

| Номер суміші | Об'єм, дм ³ | | | | | Об'ємна частка | | | |
|--------------|------------------------|-------------------|--------------|------------------|-------|------------------|-------------------|--------------|------------------|
| | ОСВ _н | ОСВ _{ст} | деревна щепа | активний компост | разом | ОСВ _н | ОСВ _{ст} | деревна щепа | активний компост |
| 1 | 3 | 0 | 6 | 3 | 12 | 0,250 | 0 | 0,500 | 0,250 |
| 2 | 4 | 0 | 4 | 4 | 12 | 0,333 | 0 | 0,333 | 0,333 |
| 3 | 2 | 2 | 4 | 4 | 12 | 0,167 | 0,167 | 0,333 | 0,333 |
| 4 | 0 | 0 | 0 | 12 | 12 | 0 | 0 | 0 | 1,000 |

У лабораторних дослідженнях у першому наближенні було прийнято цілі значення співвідношення об'ємів наповнювача (деревної щепи) і ОСВ, а саме – дві композиції зі співвідношенням 1:1 та одна суміш 2:1. Для виявлення впливу старих ОСВ на процес біокомпостування в одній із сумішей зі співвідношенням "наповнювач: ОСВ" = 1:1 (суміш №3) половину об'єму осадів склав новий ОСВ, а іншу половину – старий ОСВ.

Початкова температура сумішей, підготовлених до компостування, становила 27,0 °С. Початкова вологість сумішей становила від 60% мас. до 66,2 % мас.

Усі суміші були ретельно перемішані для гомогенізації їх структури та інтенсифікації процесу компостування. У табл. 2 наведено розподіл маси сухої речовини (СР) за складовими сумішей.

Таблиця 2

Розподіл сухої речовини сумішей на початку компостування за складовими

| Номер суміші | Маса сухої речовини, г | | | |
|--------------|------------------------|--------------|------------------|-------|
| | ОСВ | деревна щепа | активний компост | разом |
| 1 | 607 | 754 | 685 | 2045 |
| 2 | 810 | 502 | 913 | 2225 |
| 3 | 810 | 502 | 913 | 2225 |
| 4 | 0 | 0 | 2739 | 2739 |

Важливими показниками, які відслідковувалися протягом експерименту були концентрації органічного вуглецю та азоту, а їх розрахункові маси в

чотирьох досліджуваних сумішах, а також розрахункові співвідношення C/N на початку процесу біокомпостування наведені у таблиці 3. Розрахункові концентрації органічного вуглецю та азоту в ОСВ та в деревній щепі прийнято як середні значення за результатами попередніх досліджень аналогічної сировини (Białobrzewski, Miks, Dach & Markowski, 2015; Rynk, 1992).

Таблиця 3

Розрахункові показники співвідношення масового вмісту вуглецю та азоту (C/N) в сумішах перед їх біокомпостуванням

| Номер суміші | Маса вуглецю, г | | | | Маса азоту, г | | | | C/N суміші |
|--------------|-----------------|--------------|------------------|-------|---------------|--------------|------------------|-------|------------|
| | ОСВ | деревна щепи | активний компост | разом | ОСВ | деревна щепи | активний компост | разом | |
| 1 | 151,8 | 358,0 | 205,4 | 715,1 | 18,8 | 1,8 | 13,7 | 34,3 | 20,8 |
| 2 | 202,4 | 238,6 | 273,9 | 714,9 | 25,1 | 1,2 | 18,3 | 44,6 | 16,0 |
| 3 | 202,4 | 238,6 | 273,9 | 714,9 | 25,1 | 1,2 | 18,3 | 44,6 | 16,0 |
| 4 | 0,0 | 0,0 | 821,6 | 821,6 | 0,0 | 0,0 | 54,8 | 54,8 | 15,0 |

Експеримент з аеробного компостування проводили протягом 60 діб у чотирьох пластикових біореакторах ємністю 20 дм³, які щільно закриваються кришками. Початковий об'єм компостних сумішей у кожному біореакторі – 12 дм³, що становить 60 % від їх номінального об'єму. Щоб зменшити витрати тепла, чотири реактори помістили в термостатовану ємність, наповнену водою, при цьому температура водяної бані контролювалася регулятором температури, для вирівнювання температурного поля в ємності встановлено крильчатку мішалку. У внутрішню частину кришок біореактора вмонтовані датчики температури і вологості повітря. Останні кабелем з'єднані з цифровим восьмиканальним вимірювачем температури і вологості ВТВ-118-4. На кришках біореактора є два рівновіддалених від центру отвори діаметром 5 мм для циркуляції повітря всередині біореактора. Для повного занурення досліджуваних об'єктів в термостаті використовується рамка-кріплення. Для аерації компосту у реакторах один раз на добу інтенсивно перемішували протягом 20 с. Процес компостування проводився при відкритому вікні, щоб забезпечити природну аерацію.

Вимірювання температури компостних сумішей виконували один раз на добу, безпосередньо після вимірювання складу суміші газів, вставляючи лабораторні термометри (марок ТЛ-4 та TGL 11998) всередину суміші на однакову глибину від дна біореактора. Щоб уникнути швидкого зниження температури, що спостерігається в реакторах невеликого об'єму (Petric, Sestan & Sestan, 2009), встановили задану температуру для реалізації термофільного режиму компостування. Термофільний режим біокомпостування тривав протягом 5-7 діб, що достатньо для знищення більшості патогенів, а потім температуру поступово знижували.

Хімічний склад газу в біореакторах вимірювали один раз на добу за допомогою п'ятикомпонентного сигналізатора-аналізатора газів ДОЗОР-С-М-5, що дозволяє визначати вміст у повітрі п'яти газів: кисню (O_2), метану (CH_4), вуглекислого газу (CO_2), аміаку (NH_3) та сірководню (H_2S). Час вимірювання для вимірювальних каналів: NH_3 і H_2S – 3 хв.; CO_2 , O_2 і CH_4 – 1,5 хв. Для визначення вмісту O_2 фіксували його мінімальне значення в біореакторах, а значення CO_2 – максимальне. Достатня аерація на ранній стадії компостування скорочує час процесу, що призводить до окислення вуглецю (C) в діоксид вуглецю (CO_2) та скорочення викидів метану (Wu, Li, Wang & Li, 2015).

Результати досліджень та їх обговорення

Температура є одним з основних параметрів процесу анаеробного компостування. Температурні графіки для досліджуваних компостних сумішей в чотирьох біореакторах представлені на рис. 1 А, Б. Дослідження розпочали при температурі води в термостатованій ємності 35 °С, що відповідає середній температурі мезофільного аеробного компостування.

На початку експерименту температура компостних сумішей була суттєво нижчою за температуру в термостаті, але вже починаючи з другої доби температура досліджуваних сумішей (№1, №2 і №3) стала вищою від температури води в термостаті. Це вказує на швидку активізацію процесів

розкладання органічної сировини аеробними мікроорганізмами, яка супроводжується інтенсивним локальним виділенням тепла.

Через 2 доби від початку серії досліджень температура всередині компостних сумішей становила: в суміші №1 – 37,7 °С; № 2 – 39,8 °С; № 3 – 40,0 °С; № 4 – 34,6 °С, що відповідає значній додатній різниці температур ΔT в сумішах №1 – №3 ($\Delta T_1 = +2,7$ °С; $\Delta T_2 = +4,8$ °С; $\Delta T_3 = +5,0$ °С) і лише в контрольній ємності №4 з активним компостом різниця температур була від'ємною ($\Delta T_4 = -0,4$ °С), що є непрямим свідченням того, що найбільш інтенсивна фаза аеробного компостування в контрольному активному компості вже відбулася в натурних умовах, у бурті станції біокомпостування.

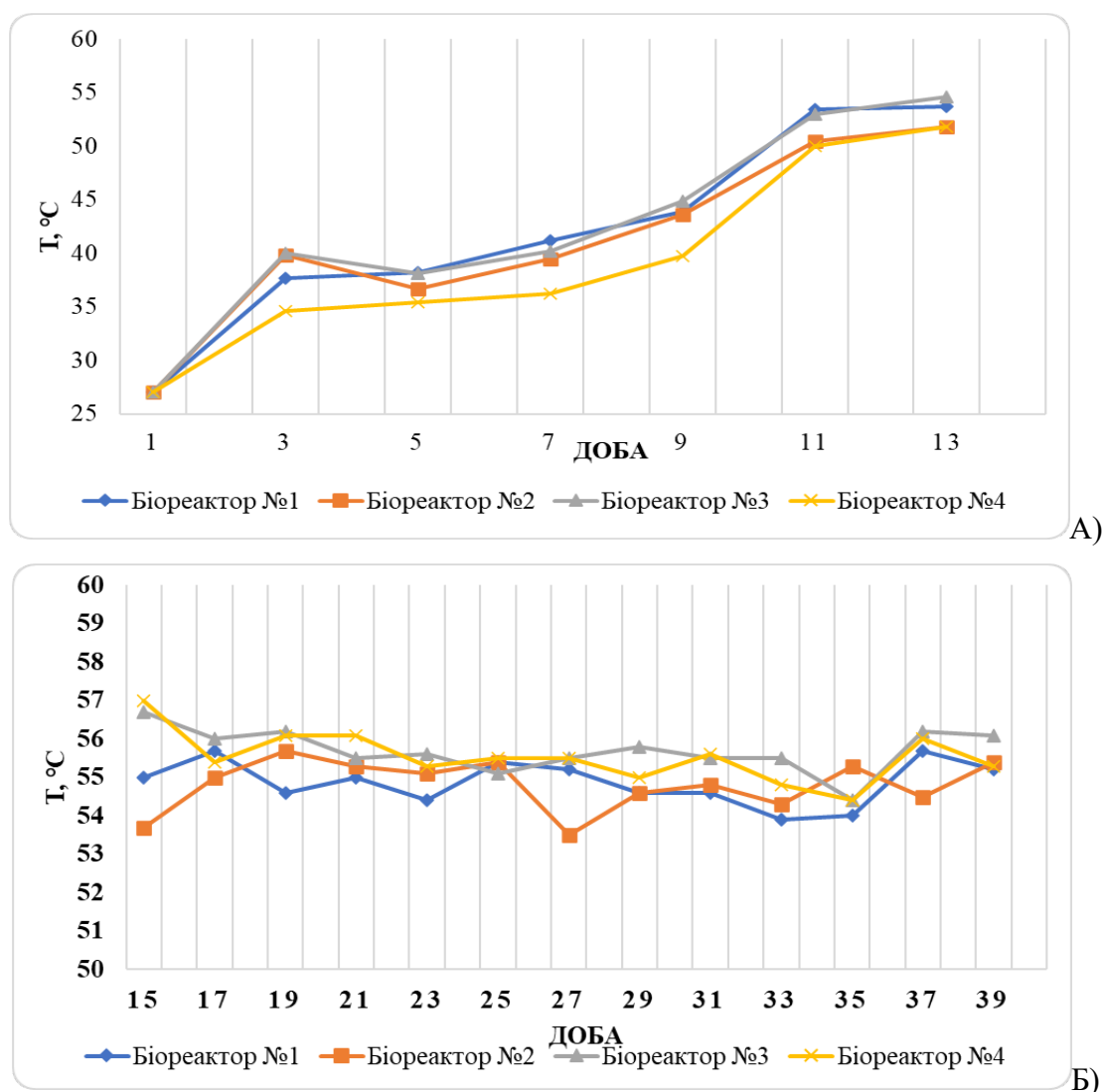


Рис. 1. Зміна температури компостних сумішей в біореакторах:
А) з 1 по 14 добу; Б) з 15 по 40 добу.

Зміна вмісту CO_2 (% об.) всередині біореакторів №1–№4 представлена на рис. 2. У першому біореакторі з найвищим вмістом деревної щепи максимальний вміст CO_2 на рівні 6,7 % об. спостерігали у період з 1 по 5 добу досліджень. У біореакторі № 2 максимальний вміст CO_2 на рівні 6,7 % об. спостерігали перших 3 доби.

Починаючи з 15 доби спостерігали стабільні значення вмісту CO_2 у всіх біореакторах в діапазоні 0,5 - 1,5 % об. CO_2 .

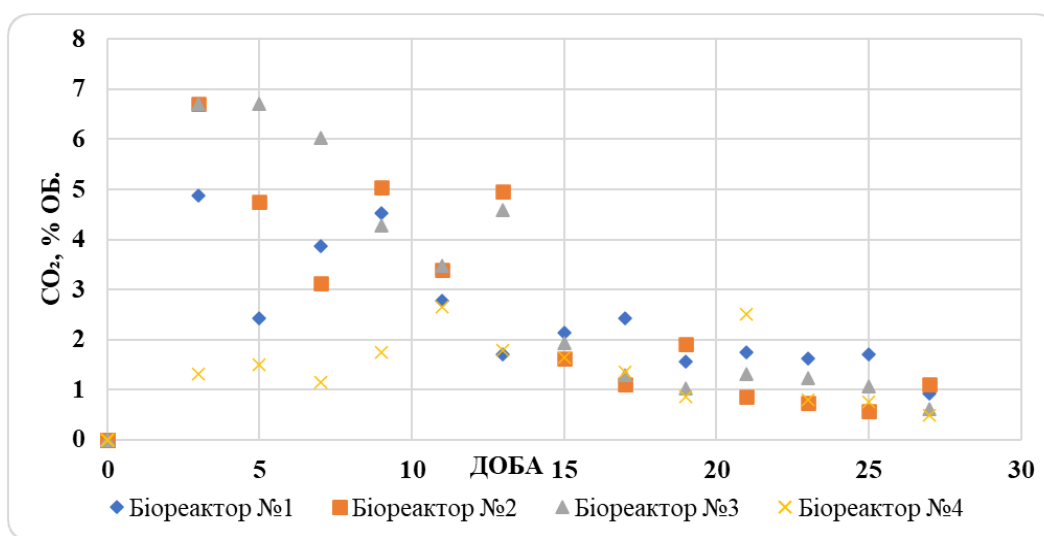


Рис. 2. Зміни в часі об'ємної частки кисню в газовому середовищі біореакторів

Мінімальна концентрація O_2 у біокомпостних сумішах дещо зменшилася у перший тиждень експерименту (рис. 3), проте потім підвищилась та залишалась постійною, що вказувало і підтверджувало саме аеробні умови проходження біокомпостування.

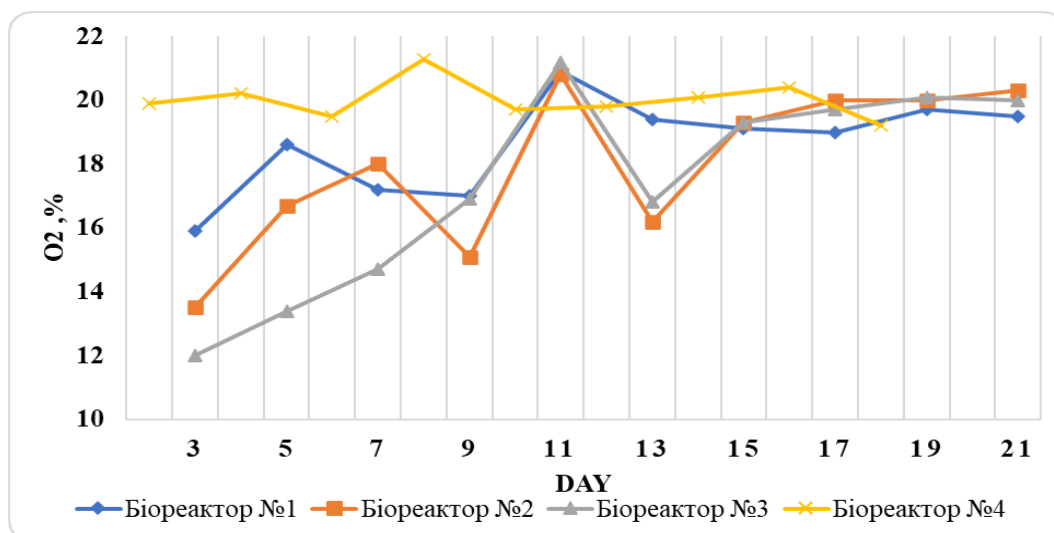


Рис. 3. Зміни в часі об'ємної частки кисню в газовому середовищі біореакторів

Як показано на рис. 4, вміст NH_3 всередині біореакторів зріс: у біореакторах №2 та №1 на 7-ий та 9-ий день компостування відповідно та досягли максимуму на 15-ий день.

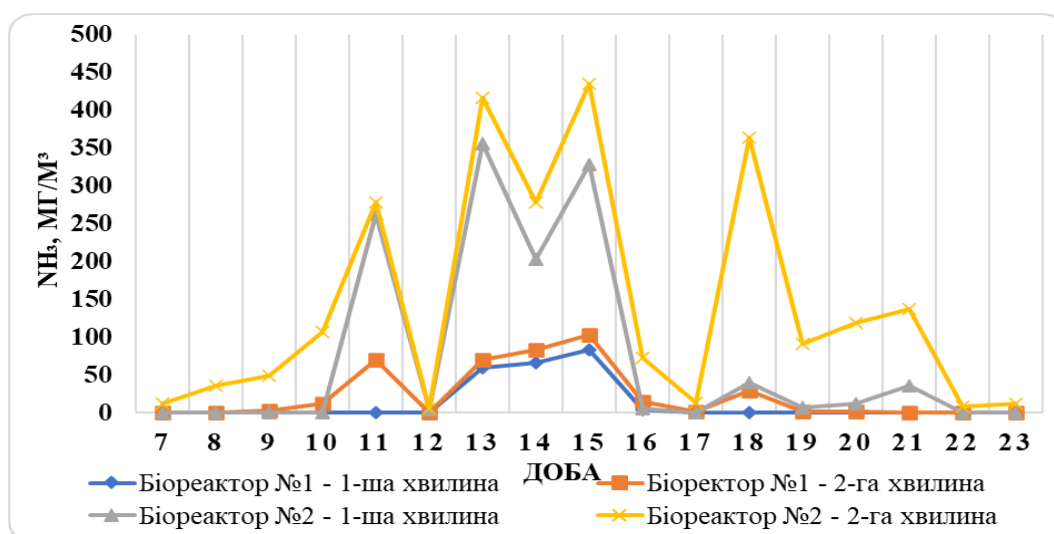


Рис. 4. Зміна вмісту NH_3 у біореакторах №1 та №2

Вміст вологи, як правило, зменшується через поєднання високих рівнів температури та аерації під час термофільної фази. Вміст початкової вологості (68% вологості маси) знижувався, тому практичним методом було визначено рівень випаровування води в біореакторах (сушіння зразків в термостаті) та

здійснювався періодичний полив для підтримання оптимального рівня вологості компостувальної суміші.

Висновки

Результати отримані в ході експериментального дослідження біокомпостування осадів стічних вод в лабораторних умовах вказують на перспективність використання ОСВ в складі сировинної композиції. Також спираючись на отримані результати, можна зробити висновок, що додавання деревної щепи та активного компосту стимулює засвоєння аміаку та нітрифікацію мікробів, покращує структуру, пористість компостуючої суміші та вільний повітряний простір, що впливає на вентиляцію та перетворення поживних речовин. Отриманий таким шляхом компост можна використовувати для рекультивації порушених техногенних земель: сміттєзвалищ, відпрацьованих кар'єрів та ін.

Подяка

Це дослідження виконане за підтримки Національного фонду досліджень України (Проект 2020.02/0177 " Розробка комплексної технології отримання та використання субстратів на основі органовмісних відходів і природних сорбентів для потреб біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель").

Список літератури

- Ahmed, H. Kh., Fawy, H. A., & Abdel-Hady, E. S. (2010). Study of sewage sludge use in agriculture and its effect on plant and soil. *Agriculture and Biology Journal of North America*, 1(5), 1044-1049.
- Białobrzewski, I., Miks, M., Dach, J., & Markowski, M. (2015). Model of the sewage sludge-straw composting process integrating different heat generation

- capacities of mesophilic and thermophilic microorganisms. *Waste Management*, 43, 72-83.
- Christodoulou, A., & Stamatelatou, K. (2015). Overview of legislation on sewage sludge management in developed countries worldwide. *Water Science and Technology*, 73(3), 453-462.
- Du, H., & Li, F. (2017). Characteristics of dissolved organic matter formed in aerobic and anaerobic digestion of excess activated sludge. *Chemosphere*, 168, 1022-1031.
- Dubovyi, V. I., & Tabakaieva, M. H. (2014). Vplyv osadu stichnykh vod na produktyvnist i yakist zerna pshenytsi (Influence of sewage sludge on wheat grain productivity and quality). *Zbalansovane pryrodokorystuvannia*, 3, 127-131.
- Feng, L., Luo, J., & Chen, Y. (2015). Dilemma of sewage sludge treatment and disposal in China. *Environmental Science & Technology*, 49(8), 4781-4782.
- Fytily, D., & Zabaniotou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(1), 116-140.
- Hamood, A., & Khatib, J. (2016). Sustainability of sewage sludge in construction. *Sustainability of Construction Materials*, 625-641.
- Hryshko, V. M., & Korinovska, O. M. (2015). Vplyv orhano-mineralnykh dobryv na osnovi osadiv stichnykh vod na tsenoz mikromitsetiv (Influence of organo-mineral fertilizers based on sewage sludge on the coenosis of micromycetes). *Gruntoznavstvo*, 16(1-2), 75-81.
- Kaletnik, H. M., & Honcharuk, T. V. (2016). Perspektyvy vykorystannia stichnykh kanalizatsiinykh vod m. Vinnytsi dlia pidzhyvlennia polovykh kultur: vitchyzniani ta zarubizhnyi dosvid (Prospects for the use of sewage in Vinnytsia for fertilization of field crops: domestic and foreign experience). *Zbalansovane pryrodokorystuvannia*, 3, 42-47.
- Kelessidis, A., & Stasinakis, A. S. (2012). Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management*, 32(6), 1186-1195.

- Paya, J., Monzo, J., Borrachero, M. V., & Soriano, L. (2018). Sewage sludge ash
New trends in Eco-Efficient and Recycled Concrete. *Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering*, 121-152.
- Petric, I., Sestan, A., & Sestan, I. (2009). Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems Engineering*, 104, 125-134.
- Regulation (EU) 2019/1009 of the European Parliament and of the Council. (2019). Laying down rules on the making available on the market of EU fertilising products and amending Regulations (EC) No 1069/2009 and (EC) No 1107/2009 and repealing Regulation (EC) No 2003/2003. Retrieved from: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32019R1009>
- Rynk, R. (1992). *On-Farm Composting Handbook*. Northeast Regional Agricultural Engineering Service.
- Stefanakis, A., Akrotos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. 2014. General Aspects of Sludge Management. *Vertical Flow Constructed Wetlands*, 181-189.
- Venkatesan, A. K., Done, H. Y., & Halden, R. U. (2014). United States National Sewage Sludge Repository at Arizona State University – a new resource and research tool for environmental scientists, engineers, and epidemiologists. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(3), 1577-1586.
- Wu, C., Li, W., Wang, K., & Li, Y. (2015). Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting. *Bioresour Technol.*, 190, 516-521
- ДСТУ 7369:2013. (2014). *Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрення*. (Sewage. Requirements for wastewater and its sediments for irrigation and fertilization.). Мінекономрозвитку України, Київ.
- ДСТУ 8727:2017. (2017). *Осад стічних вод. Підготування органомінеральної суміші з осаду стічних вод*. ДП "УкрНДНТС", Київ.

ІНФРАСТРУКТУРНІ ЗАХОДИ УПРАВЛІННЯ ВІДХОДАМИ В ТЕРНОПІЛЬСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Стручок В.С., Тернопільський національний технічний університет імені Івана Пулюя, старший викладач кафедри ОХТ, Україна

Abstract

The National Strategy and the National Waste Management Plan for Ukraine until 2030, the regional program for solid waste management in Ternopil region for 2018-2020 on the reality of key infrastructure measures and achieving the desired result for society are studied. An improved version of the solid waste management scheme in Ternopil region and a suitable scheme for solid waste management for the Ternopil city within the regional complexes for the municipal waste recovery is proposed and motivate sources of their financing.

Вступ

В Україні далі залишається невирішеною проблема управління відходами, в тому числі твердими побутовими відходами (ТПВ). З метою забезпечити вирішення зазначеної проблеми Кабінет Міністрів України (КМУ) своїм розпорядженням від 8.11.2017 р. №820-р схвалив Національну стратегію управління відходами в Україні до 2030 року. На виконання зазначеного розпорядження Міністерство екології та охорони навколишнього природного середовища разом з іншими центральними органами виконавчої влади (далі – ЦОВВ) розробило Національний план управління відходами до 2030 року (далі - план), який було затверджено розпорядженням КМУ від 20.02.2019 р. №117-р. Виходячи з тексту Національної стратегії (далі – стратегія) термін управління (регулювання) відходами передбачає здійснення заходів щодо багаторазового використання природних ресурсів, перероблення (оброблення) відходів, утилізація відходів. В цій галузі діяльності органів виконавчої влади всіх рівнів

ситуація характеризується як критична, де протягом тривалого часу відсутнє адекватне реагування на її виклики, що призвело до поглиблення екологічної кризи і загострило соціально-економічну ситуацію в суспільстві та обумовлює необхідність реформування і розвитку з урахуванням вітчизняного та світового досвіду управління відходами.

Метою статті є проведення аналітичного дослідження основних законодавчих і нормотворчих документів на державному, регіональному та місцевому рівні щодо управління та поводження з ТПВ на предмет наявності проведення ключових інфраструктурних заходів та реальності досягнення необхідного для суспільства результату. Запропонувати доцільну схему поводження з ТПВ у м. Тернополі в рамках регіональних комплексів з відновлення муніципальних відходів та обґрунтувати джерела її фінансування.

Стан поводження з ТПВ

Складність ситуації з ТПВ в Україні порівняно з іншими розвинутими країнами пов'язана з великими обсягами утворення ТПВ та у відсутності інфраструктури поводження з ними, що об'єктивно зумовлено наявністю в Україні необхідних площ для складування, часу для прийняття необхідних рішень щодо застосування більш енергоощадливої, економічно вигідної схеми поводження з ТПВ. Наслідками зазначених об'єктивних причин стало розміщення ТПВ без урахування можливих небезпечних наслідків їх впливу на стан навколишнього природного середовища і здоров'я людей, неналежний рівень використання відходів як вторинної сировини внаслідок недосконалість організаційно-економічних засад залучення їх у виробництво, відсутність фінансування державою створення мережі об'єктів інфраструктури з перероблення та утилізації ТПВ як окремої галузі національної економіки.

Тому домінуючим способом поводження з ТПВ в Україні є їх вивезення та захоронення на полігонах (полігонне захоронення) та сміттєзвалищах. Наразі Україна займає дев'яте місце у світі з кількості утворення відходів на одну

особу. У 95 відсотках випадків усі вони йдуть на полігони або сміттєзвалища (Постанова Верховної Ради України №457-ІХ, 2020). Крім цього внаслідок недостатнього рівня контролю або відсутності належної системи поводження з ТПВ щороку утворюється понад 27 тис. стихійних сміттєзвалищ (Розпорядження КМУ № 820-р, 2017).

У Тернопільській області для видалення ТПВ із 1022 населених пунктів існує 740 сміттєзвалищ, з яких паспортизовано лише 93 (12,6 %) (Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Тернопільській області, 2018). Проте через відсутність коштів у місцевих бюджетах неналежним чином проводиться робота з паспортизації, рекультивації та санації існуючих сміттєзвалищ, будівництва нових полігонів ТПВ.

Відсутність системи перероблення ТПВ, в тому числі харчових (комунальних), та надмірна залежність від захоронення ТПВ є порушенням європейських стандартів у цій сфері діяльності та Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом, Європейським Співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, підписаної Україною у 2014 році.

Дослідження Національної стратегії управління відходами

Проаналізуємо стратегію та план на предмет реальності отримання конкретних результатів для реалізації права населення України на безпечне для життя і здоров'я довкілля. Стратегія визначає головні напрямки державного регулювання у сфері поводження з відходами на найближчі десятиліття з урахуванням європейських підходів з питань управління відходами. Згідно розділу стратегії «Мета і строки реалізації Стратегії» її реалізація здійснюється в три етапи: перший – 2017-2018 роки, другий – 2019-2023 роки, третій – 2024-2030 роки (Розпорядження КМУ № 820-р, 2017). Тобто у роках кожний етап складає відповідно 2, 5 та 7 років, а разом 14 років відведено на реалізацію стратегії. Реалізація здійснюється шляхом виконання загальних та спеціальних (за окремими видами відходів) заходів (Розпорядження КМУ № 820-р, 2017).

Інструментами реалізації стратегії визначено затверджений КМУ Національний план управління відходами та затвержені і погоджені з Мінекоенерго та Мінрегіоном регіональні плани управління відходами. Перед затвердженням Національний план пройшов експертне обговорення, проте з 6 експертних оцінок 5 були негативними. Розроблення та затвердження Національного плану було передбачено до 8 травня 2018 року, а погодження та затвердження регіональних до 8 листопада 2019 року (Розпорядження КМУ № 820-р, 2017). Однак затвердження плану відбулося лише у лютому 2019 року (Розпорядження КМУ №117-р, 2019). Тобто до лютого 2021 року в областях України з'являться плани, які будуть служити підставами для фінансування передбачених у них заходів з державного та місцевого бюджетів, а загальний термін на їх реалізацію скорочується до 9 років. Отже, реально фінансування зазначених планів буде можливим тільки починаючи з 2021 року, якщо на це у відповідних бюджетах будуть передбачені кошти.

Аналіз загальних заходів стратегії показує (Стручок та Мудра, 2018), що на першому та другому етапах (до 2023 року включно) реалізації стратегії будуть в основному виконуватись організаційні, інструктивно-методологічні, управлінсько-структурні заходи, на реалізацію яких необхідно буде виділяти значні кошти з державного бюджету. Тільки на третьому етапі, починаючи з 2024 року (через 4 роки) з'являється один конкретний інфраструктурний захід щодо модернізації матеріально-технічної бази суб'єктів господарювання з багаторазового використання природних ресурсів та перероблення і утилізації відходів з можливим терміном реалізації до 2030 року.

Спеціальні заходи у сфері поводження з ТПВ теж насичені великою кількістю організаційних, структурно-економічних, нормативних та інших заходів. Передбачено зокрема створення органами місцевого самоврядування в населених пунктах з чисельністю більш як 50 тис. осіб спеціалізованих комунальних пунктів збирання усіх видів відходів. Скорочення кількості полігонів та сміттєзвалищ шляхом розбудови мережі регіональних полігонів

для захоронення ТПВ з мінімальною потужністю 50 тис. тонн на рік на не менше як 150 тис. осіб населення кожний та до них для скорочення транспортних витрат влаштування мережі сміттєперевантажувальних станцій (200 одиниць).

В цілому передбачено забезпечити у 2023 році перероблення 15 % ТПВ та охопити роздільним збиранням ТПВ 23 % населення, у 2030 році відповідно 50 % ТПВ та 48 % населення. Для того, щоб досягти цих показників, на нашу думку, без побудови інфраструктури об'єктів з перероблення та утилізації ТПВ як окремої галузі національної економіки є неможливим. Конкретно у стратегії зазначається необхідність спорудження таких об'єктів без зазначення яких саме, у яких місцях та за які кошти.

У пункті 1 Прогнозу впливу реалізації проекту розпорядження КМУ «Про затвердження Національного плану управління відходами до 2030 року» (Розпорядження КМУ №117-р, 2019) на ключові інтереси заінтересованих сторін метою проекту розпорядження визначено забезпечення ефективного функціонування системи управління відходами в Україні на інноваційних засадах, а у пункті 2 для заінтересованої сторони «Населення України» зазначено ключовий інтерес «реалізація права на безпечне для життя і здоров'я довкілля» та основним поясненням, чому саме реалізація проекту розпорядження призведе до очікуваного позитивного впливу, визначено створення інфраструктури об'єктів поводження з відходами, що сприятиме зменшенню надходження небезпечних хімічних речовин до навколишнього природного середовища.

Дослідження Національного плану управління відходами до 2030 року

Отже, коротко проведемо аналітичне дослідження плану на предмет реальності виконання інфраструктурних заходів, що є по суті справи серцевиною управління відходами взагалі та, у тому числі, ТПВ. Зазначимо, що

у стратегії вживається термін «побутові відходи», тоді коли у розділі 2 «Побутові відходи» плану пунктом 21 передбачено розроблення та подання КМУ законопроекту про муніципальні відходи (далі – МВ) у річний строк після прийняття закону про управління відходами. Тим самим, очевидним є натяк на принциповий підхід розробників плану до шляхів вирішення проблеми управління ними.

У розділі 2 «Побутові відходи» пропонується виконання 5 завдань та до них 22 заходів, з яких тільки 5 містять інфраструктурні заходи, а решта по суті своїй є нормотворчого та організаційно-методичного характеру. Найсуттєвішими є 31. «Будівництво та розміщення регіональних комплексів з відновлення побутових відходів, запланованих в рамках регіональних планів управління відходами на основі кластерного підходу», а також 42. «Створення нових та збільшення потужностей існуючих об'єктів/установок оброблення осаду стічних вод операторами комунальних об'єктів з очищення стічних вод із потужністю розрахованою на популяційний еквівалент понад 50000», де відповідальними виконавцями на першому місці визначено органи місцевого самоврядування (далі – ОМС), строк виконання для всіх заходів з 2023 до 2030 року. Отже, і джерела фінансування теж з місцевих бюджетів.

Ця ж тенденція спостерігається і в інших важливих розділах плану. Так у розділах 3 «Небезпечні відходи» та 4 «Промислові відходи» відповідно заходами 51 та 69 приведення об'єктів оброблення небезпечних відходів і промислових відходів у відповідність до встановлених вимог теж покладається на ОМС у двохрічний строк після затвердження відповідних планів заходів. У розділах 8 «Відходи електричного та електронного обладнання», 9 «Відпрацьовані батарейки, батареї та акумулятори», 10 «Медичні відходи», 11 «Зняті з експлуатації транспортні засоби» створення інфраструктури щодо збирання, зберігання, розбирання, повторного використання та відновлення відповідних відходів (відповідно заходи 112, 119, 123, 128 плану) покладається знову ж таки на ОМС з строком виконання у останні 7 років дії плану

(2024-2030). А, крім цього, ОМС ще необхідно виконати заходи з інвентаризації відповідних відходів об'єктів збирання та оброблення, приймання та розбирання, а також в окремих випадках навіть проведення необхідних досліджень.

Ключові ЦОВВ, що повинні бути на першому місці виконавцями, Мінінфраструктури, Мінрегіон, Мінекоенерго, Мінекономрозвитку України та інші йдуть виконавцями тільки після ОМС та обласних державних адміністрацій (далі - ОДА) на третьому та нижчих місцях. Зазначені ЦОВВ, за рідким виключенням, йдуть на перших місцях головних виконавців у заходах щодо розроблення великої кількості законодавчих, нормотворчих, методичних, інституційно-структурних документів, які є звичайно важливими, але не вирішальними в ході реалізації ключових інфраструктурних заходів плану, а отже ці ЦОВВ будуть виконувати лише методичні, експертні та контрольні функції.

Із наведеного вище аналітичного дослідження плану зрозуміло, що з таким підходом до вирішення проблеми управління ТПВ до 2030 року і далі її вирішити не вдасться. Є очевидним, що реальних джерел фінансування не визначено, оскільки на реалізацію вищезазначених заходів кошти у місцевих бюджетах в такій великій кількості відсутні. Особливо це стосується таких областей, як Тернопільська, які є депресивними територіями, що існують виключно за рахунок дотацій з державного бюджету.

Аналіз Тернопільської регіональної програми поводження з ТПВ

На виконання стратегії у Тернопільській області було схвалено регіональну програму поводження з ТПВ на 2018-2020 роки із загальним обсягом фінансування 50330,0 тис. гривень (Стручок, 2020). На виконання 5 інфраструктурних заходів щодо будівництва регіональних чотирьох сміттєпереробних підприємств, спорудження об'єкта генерації теплової та електричної енергії з ТПВ, спорудження об'єкта біоферментації органічних

ТПВ для виробництва органічних добрив, спорудження мережі пунктів приймання вторинної сировини (66 пунктів), спорудження майданчиків, павільйонів для роздільного збирання ТПВ та придбання контейнерів для роздільного збирання (1030 майданчиків та 4120 контейнерів для них) передбачено 46650 тис. гривень, що складає 93% загального обсягу фінансування програми. Аналіз джерел фінансування зазначених заходів показує, що 3000,0 тис. гривень буде виділено з обласного бюджету (6 %), 22750,0 тис. гривень (45 %) повинні виділити ОМС і 20900,0 тис. гривень (42 %) за рахунок інвесторів, яких ОМС ще необхідно знайти. Очевидним є, що фінансування ключових інфраструктурних заходів регіональної програми в обсязі 43650,0 тис. гривень (87 % всього обсягу фінансування) покладено на ОМС і знайти такі кошти для них є надскладним завданням.

Про відсутність коштів у місцевих бюджетах свідчить не проведення в Тернопільській області робіт з будівництва та облаштування нових та 740 існуючих сміттєзвалищ, невиконання на них технологічних процесів при утилізації ТПВ (Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Тернопільській області, 2017).

Не сприяє вирішенню проблеми і реформа децентралізації ОМС. На сьогодні в Україні вже є 886 об'єднаних територіальних громад, однак охоплюють вони тільки 37,6 % території України, де проживає біля 70 % населення (Шуткевич, 2019).

Вибір схеми поводження з ТПВ міст України

На нашу думку обрання доцільної, не дорогої схеми поводження з ТПВ у регіональних центрах, містах обласного значення, зокрема місті Тернополі, є одним з ключових шляхів подальшого вирішення проблеми поводження з ТПВ.

Щодо вибору схеми поводження з ТПВ слід брати до уваги те, що на відміну від таких країн, як Японія, Австрія, Італія, Франція, Німеччина, Бельгія, Данія, Швеція, де немає вільної площі, немає часу на концептуальні рішення,

але є загальнодоступна та ефективна система охорони здоров'я розвиток отримали термічні методи утилізації ТПВ при $T=800^{\circ}\text{C}$ (від 20 до 80% ТПВ) (Сердюк, 2003). В Україні є необхідні площі, час на прийняття рішення щодо застосування більш енергоощадливої, економічно вигідної схеми поводження з ТПВ. Пропонуємо наступний удосконалений варіант схеми управління ТПВ в Тернопільській області (рис. 1), ніж це зроблено авторами дослідження (Щурик, 2017), та схеми взаємодії ОМС з місцевими та центральними органами виконавчої влади (рис. 2):

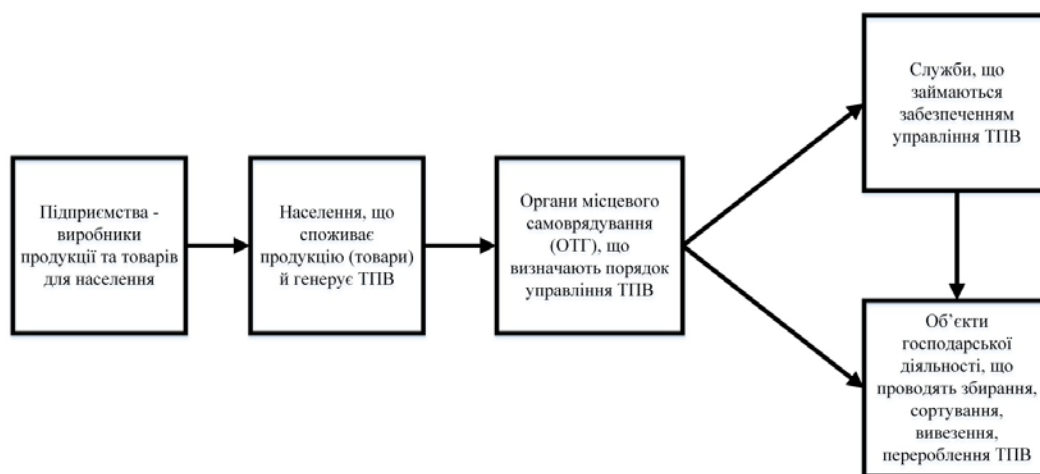


Рис. 1 Схема управління ТПВ в Тернопільській області



Рис. 2. Схема взаємодії органів місцевого самоврядування (об'єднаних територіальних громад) з місцевими та центральними органами виконавчої влади

На рис. 2 видно, що ключовим моментом схеми взаємодії є забезпечення чіткої послідовності щодо спочатку безкоштовного виділення земельних ділянок під будівництво об'єктів інфраструктури з перероблення ТПВ з наступним забезпеченням фінансування спорудження зазначених об'єктів, налагодження їх роботи центральними та місцевими органами виконавчої влади та передача їх ОМС (ОТГ) для подальшої їх експлуатації.

В рамках регіональних комплексів з відновлення МВ для міста Тернополя пропонується такою схемою поводження з ТПВ обрати двохетапну схему. Під час реалізації зазначеної схеми спочатку проводиться попереднє сортування ТПВ у місцях їх утворення з роздільною утилізацією і складуванням залишків на паспортизованих полігонах ТПВ. Далі на I етапі сортування сміття на полігоні ТПВ за допомогою сміттесортувальної лінії чи станції (ручний відбір вторсировини, компост). На II етапі влаштування системи збирання та утилізації звалищного газу метану, що передбачає влаштування свердловин, трубопроводів до колекторів, магістрального трубопроводу, газосепаратора для очистки газу, когенераційної установки КГУ, поршневого двигуна та електрогенератора В подальшому рекультивация та санація полігонів після вичерпання газу.

Для інших міст України можлива трьохетапна схема управління ТПВ, де після сортування сміття ще впроваджується етап виробництва альтернативного з відходів та сміття твердого RDF-палива (Refuse Derived Fuel), як це пропонується Жук, Нікітін, Сміхула, Дутка та Іванів (2018) для міста Івано-Франківська. Але це є можливим, якщо на території міста або поряд з ним є вугільні ТЕЦ чи цементні заводи, які працюють на вугіллі, де RDF-паливо використовується як добавка до основного палива вугілля, і де є системи очищення димових газів. Однак при використанні зазначеного альтернативного палива слід враховувати суттєві обмеження його використання, а саме високу вартість сучасних систем очистки димових газів і проведення аналізів димових викидів на їх безпечність, та невисоку частку RDF-палива у загальній масі спалюваного палива, що сягає всього біля 5-7 %.

Дослідження управління ТПВ міста Тернополя

ТПВ з міста Тернополя та сіл, що входять у Тернопільську об'єднану територіальну громаду, звозяться на сміттєзвалище поблизу села Малашівці Зборівського району. Щорічно обсяг завезених ТПВ складає біля 490 тис. м³ на рік (121,2 тис. т) (Екологічний паспорт Тернопільської області, 2016), площа виділених під сміттєзвалище ділянок землі становить 17,5 га, разом накопичено за всі роки експлуатації сміттєзвалища біля 14,6 млн. м³ ТПВ або 3,5 млн. тонн (Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Тернопільській області, 2017, 2018). Питома щільність заскладованих ТПВ складає 0,24 т/м³. В середньому на добу захоронюється біля 330 т ТПВ.

Однак, зазначене сміттєзвалище знаходиться у третьому поясі санітарної охорони Тернопільського водозабору, що створює передумови забруднення водних горизонтів і реальну небезпеку для здоров'я мешканців міста Тернополя. Крім цього воно має великий негативний вплив на довкілля внаслідок виділення великої кількості шкідливих для людини звалищних газів, які є вибухопожежонебезпечними та розповсюджуються на великі відстані.

Для сортування на першому етапі ТПВ пропонується застосувати малокапіталомістку сміттєсортувальну лінію чи станцію. Враховуючи велику енергомісткість та небезпечність звалищного газу доцільним є на другому етапі поводження з ТПВ застосувати збір та утилізацію цього біогазу. Для цього застосувати як це пропонується авторами дослідження (Жук та ін., 2018) систему збору та очистки біогазу та спалювання його у модульній когенераційній установці для відновлення електричної та теплової енергії. На нашу думку важливим є те, що у порівнянні з полігоном ТПВ міста Івано-Франківська на сміттєзвалищі міста Тернополя біля села Малашівці Зборівського району за приблизно однакової їх площі (відповідно 20,8 і 17,5 га) заскладовано удвічі більше ТПВ: відповідно 7,5 та 14,6 млн. м³ ТПВ, що складе при питомій щільності ТПВ 0,24 т/м³ 1,8 та 3,5 млн. тонн. Це приблизно вдвічі збільшує як прогнозований термін продуктивного газовиділення на Малашовецькому сміттєзвалищі, так і його прогнозовану газопродуктивність,

що може скласти біля 1800 м³/год. Якщо відповідно до наявних технічних можливостей буде зібрано, очищено і транспортовано хоча б 60 % виділеного газу кількість утилізованого газу складе біля 1080 м³/год.

Однак за підрахунками авторів дослідження Жук та ін. (2018) для міста Івано-Франківська капітальні видатки на запровадження наведеної двох етапної схеми поводження з ТПВ можуть сягнути 110 млн. гривень при терміні окупності 3,3 роки. Очевидним є, що таких коштів у Тернопільській міській раді немає, і без допомоги держави здійснити належне поводження з ТПВ вона не в змозі.

Мають місце і технічні складності під час впровадження інноваційних технологій, які є на регіональному та місцевому рівні. У зв'язку з чим відповідно до переліку природоохоронних заходів, фінансування яких здійснювалось за рахунок коштів Тернопільського обласного фонду охорони навколишнього природного середовища у 2016-2018 роках, і у 2018 році розробка проектів установок для генерації теплової та електричної енергії з ТПВ та для переробки ТПВ методом біоферментації не проведена (Екологічний паспорт Тернопільської області, 2018).

Висновки

Отже, на нашу думку, успішним управління ТПВ в рамках регіональних комплексів з відновлення муніципальних відходів можливе у випадку створення в Україні окремої галузі національної економіки, що забезпечує таке поводження. Це ж підтверджується дослідженням Щурика (2017), де визначено, що належне поводження з ТПВ повинно стати повноцінною складовою суспільного відтворювального процесу. Будівництво та функціонування підприємств інфраструктури з перероблення ТПВ неможливо забезпечити лише на бізнесових засадах та допомоги місцевих органів виконавчої влади і ОМС. Ні ОМС, обласні державні адміністрації, ні населення не можуть виділити на це достатні кошти, сподіватись на фінансування необхідних інфраструктурних заходів можна в першу чергу лише з державного бюджету або можливий

варіант співфінансування, в якому частка виділених коштів з державного бюджету повинна бути на рівні не менше 80-90 %.

Список літератури

- Жук, Г. В., Нікітін, Є. Є., Сміхула, А. В., Дутка, О. В., & Іванів, О. С. (2018). Визначення оптимальних схем поводження з твердими побутовими відходами міст України. *Енерготехнологии и ресурсосбережение*, 1, 48-61. Retrieved fom: <https://www.nas.gov.ua/publications/periodics/UA/SitePeriodic/Pages/default>
- Екологічний паспорт Тернопільської області за 2016 рік. (2016). Retrieved fom: http://ecoternopil.gov.ua/images/Stan_dovkillya/ecopasport 2016. pdf.
- Екологічний паспорт Тернопільської області за 2018 рік. (2018). Retrieved fom: <http://ecoternopil.gov.ua/images/OVD/ecopasport 2018. pdf>.
- Постанова Верховної Ради України від 14.01.2020 р. №457-IX «Про рекомендації парламентських слухань на тему: «Пріоритети екологічної політики Верховної Ради України на наступні п'ять років». (2020). Retrieved fom: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/457-20>.
- Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Тернопільській області у 2017 році. (2017). Retrieved fom: <http://ecoternopil.gov.ua/index.php/stan-dovkillya/reg-dopovid>.
- Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Тернопільській області у 2018 році. (2018). Retrieved fom: <http://ecoternopil.gov.ua/index.php/stan-dovkillya/reg-dopovid>.
- Розпорядження КМУ від 08.11.2017 № 820-р «Про схвалення Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року». (2017). Retrieved fom: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-%D1%80#Text>.
- Розпорядження КМУ від 20.02.2019 №117-р «Про затвердження Національного плану управління відходами до 2030 року». (2019). Retrieved fom: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/117-2019-p>.

- Сердюк, А. М. (2003). ВАТ «Завод «Енергія»: гігієнічна оцінка технології і виробництва, вплив на стан атмосферного повітря. *Гігієна населених місць: Збірник наукових праць / Інститут гігієни та медичної екології АМН*, 133-139. Retrieved fom: <http://www.hygiene-journal.org.ua/>
- Стручок, В., & Мудра, Д. (2018). Аналіз Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року щодо проведення інфраструктурних заходів з перероблення твердих побутових відходів. *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Фундаментальні та прикладні проблеми сучасних технологій» до 100 річчя з дня заснування НАН України та на вшанування пам'яті І.Пулюя. Україна, Тернопіль*, 292-293. Retrieved fom: <https://tntu.edu.ua/?p=uk/structure/research/conferences/>.
- Стручок, В. (2020). Аналіз Програми поводження з твердими побутовими відходами в Тернопільській області. *Матеріали Міжнародної науково-технічної конференції «Фундаментальні та прикладні проблеми сучасних технологій» до 60 річчя з дня заснування ТНТУ імені І.Пулюя та 175 річчя з дня народження І.Пулюя, Україна, Тернопіль*, 232. Retrieved fom: <https://elartu.tntu.edu.ua/handle/lib/31614>.
- Шуткевич, О. (2019). Чи виживе децентралізація в період політичної турбулентності. *День*, 11, 77-78. Retrieved fom: <https://day.kyiv.ua/arhiv/no77-78-2019>.
- Щурик, М. В. (2017). Організаційно-економічні засади збирання, складування та утилізації твердих побутових відходів і сміття: макрорегіональний розріз. *Статистика України*, 1, 40-46. Retrieved fom: https://ukrstat.gov.ua/druk/Magazine/2017/1/zm_u.htm.

АНАЛІЗ ВІДХОДІВ ВІД БІОГАЗОВОГО ВИРОБНИЦТВА ТА ЇХ ВПЛИВ НА СХОЖІСТЬ КУЛЬТУРНИХ РОСЛИН

Тимчук І.С., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н., доцент
кафедри ЕЗП, Україна, Львів

Мальований М.С., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н.,
завідувач кафедри ЕЗП, Україна, Львів

Шквірко О.М., Національний університет «Львівська політехніка», доктор
філософії, інженер 1 к. кафедри ЕЗП, Україна, Львів

Жук В.М., Національний університет «Львівська політехніка», к.т.н., доцент
кафедри ГВІ, Україна, Львів

Abstract

The work presents the results of a comprehensive study that focused on the composition and properties of digestate obtained through mesophilic anaerobic co-fermentation of broadleaf cattail suspensions with yeast waste inoculum. The initial total solids in suspensions before digestion varied from 5 %wt. to 10 %wt., and the mass fraction of the inoculum ranged from 0.05 to 0.2. Through thermogravimetric analysis, it was observed that digestate samples with higher initial inoculum content exhibited lower thermal stability. One of the limiting factors for the use of digestate was its high water content, ranging from 95.6 % to 97.9 %. To address the high water content, centrifugation of the digestate samples was performed for 2 minutes at 5000 rpm. This process led to significant dewatering, particularly for samples with a higher inoculum content. The maximum possible reduction in water content of the digestate was achieved at 31.65 %. The bioindication study involved evaluating the germination of ryegrass and barley in soil samples with different digestate content. The results indicated that the highest germination rates were achieved with a digestate content of 20 %wt. For ryegrass, the germination rate was 93.33 %, which was 1.67 % higher than the soil control sample and 0.3 % higher

than the sterile control. Similarly, for barley, the germination rate was 91.33 %, surpassing the soil control by 4.00 % and the sterile control by 0.67 %.

Вступ

Анаеробне бродіння органівмісних відходів з отриманням біогазу є широким і перспективним напрямком розвитку відновлювальних енергетичних ресурсів як важливої складової стратегії сталого розвитку (Appels et al., 2011; Voytovych Malovanyu, Zhuk & Mukha, 2020).

Технічна та економічна успішність реалізації біогазових проектів значною мірою залежить від ефективності утилізації анаеробного дигестату (Al Seadi, Drosch, Fuchs, Rutz & Janssen, 2013; Lamolinara et al., 2022). У багатьох випадках висока вологість дигестату, понижений вміст у ньому органічних речовин та наявність специфічних забруднень роблять завдання утилізації дигестату вельми проблематичним (Nag et al., 2020; Pivato et al., 2016; Rozylo et al., 2017). Важливо, що склад дигестату суттєво залежить від виду органічної сировини та є достатньо сильно змінним в часі для номінально одного і того ж виду сировини (Zirkler, Peters & Kaupenjohann, 2014). Труднощі з утилізацією дигестату в таких випадках спричинюють проблеми з реалізацією технології анаеробного процесу в цілому, тому часто процес переробки та утилізації дигестату порівнюють з вузьким місцем технології анаеробного бродіння органічних відходів в цілому (Fuchs and Drosch, 2013; Sobhi et al., 2021; Xia and Murphy, 2016).

Проблема дигестату, з іншого боку, містить в собі значні позитивні потенціальні можливості. Комплексне вирішення проблеми утилізації дигестату сприяє ефективному закриттю циклів кругообігу поживних речовин, забезпечуючи позитивні екологічні наслідки (Czekała et al., 2020; Makadi, Tomocsik, Eichler-Loebermann & Schiemenz, 2008; Tymchuk et al., 2020). Останні десятиліття активно йде пошук раціональних шляхів утилізації дигестатів різного походження і складу. Встановлено ефективність дигестатів як

субстратів для вирощування водоростей та мікроводоростей. Широке коло видів мікроводоростей можуть ефективно засвоювати поживні речовини з анаеробного дигестату, продукуючи при цьому енергетично та поживно цінну біомасу для наступної її біопереробки (Xia and Murphy, 2016). Так, культивування мікроводоростей *Scenedesmus* sp. and *Chlorella* sp. в анаеробному дигестаті свинарських стоків продемонструвало функціональні зміни в бактеріальних спільнотах, що впливають на видалення азоту та відповідно на ефективність біологічного очищення стічних вод (Ayre, Mickan, Jenkins & Moheimani, 2021). Дигестат каналізаційних очисних споруд може бути ефективним субстратом для вирощування змішаної культури мікроводоростей з домінуванням *Scenedesmus* sp., сприяючи збільшенню загальної кількості завислих речовин біомаси на 2,6 г/л зі швидкістю росту до 0,9 діб⁻¹ (Uggetti, Sialve, Latrille & Steyer, 2014).

Разом з тим, основним напрямком за обсягами та потенціалом утилізації анаеробного дигестату було і залишається аграрне застосування в якості високопоживного біологічного добрива (Lukehurst, Frost & Al Seadi, 2010; Jurgutis, Šlepetienė, Amalevičiūtė-Volungė, Volungevičius & Šlepetys, 2021), що може бути ефективною альтернативою використанню мінеральних добрив (Gissén et al., 2014; Głowacka, Szostak & Klebaniuk, 2020; Koszel and Lorencowicz, 2015).

В процесі метаногенезу сировина трансформується (змінюється вміст аміаку, рН, співвідношення вуглецю та азоту тощо), які є релевантними та у них збільшується частка доступних для рослин макро- та мікроелементів (Möller & Müller, 2012).

Використання твердого дигестату на оливкових садах показало можливість покращити родючість ґрунту та збільшити кількість доступних форм С і N, органічної речовини, а також збільшити активність ґрунтової мікрофлори (Badagliacca, Romeo, Gelsomino & Monti, 2022; Coelho, Hennessy, Casey, Woodcock & Kennedy, 2019). Використання дигестату в суміші з іншими

видами органічних відходів (золи після спалювання рослинної продукції або компосту) підтверджує, що біологічні і хімічні компоненти в дигестаті дозволяють використовувати його як добавку для покращення родючості та покращення мікробіологічної активності (Garcia-Sanchez et al., 2022; Jimenez, Grigatti, Voanini, Patureau & Bernet, 2020). Дигестат добре впливає на фізико-хімічні властивості підкислених ґрунтів, в результаті використання збільшується вміст білку, фосфору та магнію у вирощеній біомасі (Głowacka et al., 2020). Дигестат можливо використовувати у різній формі як твердій так і в рідкій формі (Jurgutis et al., 2021). Дигестат також впливає на ґрунтову фауну, дослідження відмічають його позитивний опосередкований короткочасний і довготривалий вплив на щільність та біомасу дощових черв'яків (Koblentz, Tischer, Rücknagel & Christen, 2015).

Використання дигестату в якості добрива, особливо на територіях прилеглих до біогазових станцій, дозволяє також покращити економічний ефект від виробництва біогазу та слідувати принципу відновлення поживних речовин (Czekała et al., 2020).

Вищі водні рослини є ефективним природним засобом біологічного очищення стічних вод різного походження (Jozwiakowski et al., 2020). Комплексне використання додаткової прирощеної біомаси потребує створення на базі мочар різних типів своєрідних відкритих біологічних конвеєрів з анаеробним зброджуванням отриманої зеленої рослинної маси (Banaszuk, Kamocki, Wysocka-Czubaszek, Czubaszek & Roj-Rojewski, 2020; Malovanyu et al., 2021). У результаті постає важлива задача пошуку оптимального способу утилізації анаеробного дигестату водних рослин.

Метою роботи є дослідження особливостей складу анаеробного дигестату, отриманого після мезофільного анаеробного бродіння суспензій рогозу широколистяного, а також проведення серії біоіндикаційних досліджень щодо впливу додатків цього дигестату на проростання та ріст райграсу в лабораторних умовах.

Матеріали та методи досліджень

Матеріали

Об'єктом цього дослідження був дигестат, отриманий шляхом мезофільного анаеробного зброджування суспензій широколистяного рогозу (*Typha latifolia*), підсиленого додаванням активної анаеробної біомаси з промислового метантенка відходів дріжджового виробництва, що використовувалася в якості ферментативної затравки.

Проба рогозу широколистого була зібрана на водно-болотних угіддях озера Янів (Львівська область, Україна), і рослинна біомаса була подрібнена до однорідної суспензії з розміром частинок до 2 мм. У результаті стандартних лабораторних вимірювань, виконаних згідно вимог (Standard Methods, 2017), вміст загальних твердих речовин у суспензії перед її зброджуванням становив 13,2 %, а вміст летких твердих речовин (VS) – 70,5 % від ТС.

Для інтенсифікації процесу зброджування та підвищення ступеня біодеградації лігноцелюлозних сполук рогозу широколистого було використано активне анаеробне середовище, відібране з промислового метантенка дріжджової компанії (Львів, Україна), що виробляє хлібопекарські дріжджі, переважно виду *Saccharomyces cerevisiae*. Загальний вміст TS у бродильній затравці становив 6,95 %, а вміст VS 66,7 % від TS.

Для дослідження мезофільного анаеробного зброджування було прийнято чотири різних суміші суспензії рогозу широколистого з дріжджовою бродильною затравкою. Співвідношення компонентів розраховували так, щоб загальний початковий вміст загальних речовин у суміші на початку процесу анаеробного зброджування становив 5 мас. % та 10 мас. % при відносних частках твердої речовини ферментаційної затравки 5 % від 20 % від сухих речовин суміші (табл. 1). Загальна вихідна маса всіх зразків сумішей була однаковою і дорівнювала 500 г.

Основні параметри сумішей суспензій рогозу широколистого з інокулятом дріжджового бродіння перед мезофільним анаеробним зброджуванням

| Зразок | TS (wt.%) | X_{in} | TS _{in} (wt.%) | VS _{tot} (Г·Л ⁻¹) |
|--------|-----------|----------|-------------------------|--|
| №1 | 5 | 0,05 | 0,25 | 35,16 |
| №2 | 10 | 0,05 | 0,5 | 70,31 |
| №3 | 5 | 0,2 | 1,0 | 34,87 |
| №4 | 10 | 0,2 | 2,0 | 69,74 |

Лабораторна установка для анаеробного бродіння

Анаеробне зброджування сумішей на основі рогозу широколистого проводили на спеціально сконструйованій лабораторній установці, що складається з двох блоків – термостатованої зброджувальної та блоку контролю збору та контролю кількості та якості біогазу. Загальна тривалість анаеробного бродіння сумішей становила 24 дні, поки не спостерігалось практичного виснаження процесу метаногенезу в усіх чотирьох типах сумішей. Дослідженнями встановлено, що оптимальні умови для синтезу біогазу досягаються при включенні до складу сировини дріжджовмісної затравки бродіння. Тому одним із завдань дослідження було оцінити вплив дріжджовмісної затравки бродіння на споживчі якості дигестату. Дотримання анаеробних умов усередині колбових реакторів контролювали на відсутність кисню у зразках біогазу.

Термогравіметричний аналіз дигестату

Для оцінки впливу дріжджовмісної бродильної затравки на ступінь біодеградації біомаси рогозу широколистяного в процесі анаеробного зброджування було виконано серію термічних досліджень отриманих зразків дигестату. Термічні дослідження дигестату сумішей, а також безпосередньо самої біомаси бродильної затравки були виконані на дериватографі Q – 1500 D системи "Паулік – Паулік – Ердей" з реєстрацією аналітичного сигналу втрати маси та теплових ефектів за допомогою комп'ютера. Зразки аналізувалися в

динамічному режимі з швидкістю нагрівання 5 °С/хв в середовищі повітря. Маса зразків становила 100 мг, а еталонною речовиною був оксид алюмінію Al_2O_3 .

Підготовка дигестату для використання як складової субстрату

Одним із основних завдань для можливості практичного використання дигестату як компонента ґрунтового субстрату є його часткове зневоднення, оскільки в різних пробах дигестату вміст сухих речовин складав всього 2-5 %. Для кондиціонування дигестату за вологістю, з метою запобігання перезволоженню та заболоченню ґрунту, частину гравітаційної вологи було відділено механічним методом за допомогою центрифуги ОПН-8. Процес зневоднення у центрифугі виконували протягом 2 хвилин за частоти обертів 5000 хв^{-1} без використання флокулянтів, щоб виключити ймовірний вплив флокулянтів на подальші результати біоіндикаційних досліджень.

Першочерговою умовою можливості використання дигестату як добавки до ґрунтового субстрату, є визначення вмісту в ньому небезпечних сполук, зокрема важких металів, які можуть бути лімітуючим чинником щодо використання дигестату як добавки для ростових субстратів. Вміст макро- та мікроелементів у отриманих зразках дигестату рогозу широколистоного було визначено на рентгенофлуоресцентному аналізаторі марки EXPERT 3L з використанням стандартної методики.

Випробування схожості райграсу та ячменю в лабораторних умовах

На цьому етапі визначали вплив вмісту дигестату рогозу широколистоного на проростання та на наступний ріст досліджуваної культури – трави райграс. Для проведення біоіндикації відбирали по 100 насінин райграсу (*Lolium perenne*) та ячменю звичайного (*Hordeum vulgare*), поміщали в чашки Петрі на різні субстрати за такою схемою:

1) КС – контроль на стерильному середовищі (дистильована вода на фільтрувальному папері), $m=25$ г;

2) К – контроль на ґрунті (темно-сірий опідзолений ґрунт), $m=25$ г;

3) Д 10 % – дигестат 10 % (суміш темно-сірого опідзоленого ґрунт та дигестату, 90:10), $m=25$ г;

4) Д 20 % – дигестат 20 % (суміш темно-сірого опідзоленого ґрунт та дигестату, 80:20), $m=25$ г.

Всі досліджувані зразки зберігали за однакових умов за $t=25$ °С у сухоповітряному термостаті (рис. 1) впродовж 7 днів, вологість субстратів була близькою і становила 70 %. За результатами досліджень визначали інтенсивність схожості культур на відповідних субстратах.

Таким чином дані дослідження дадуть змогу встановити вплив дигестату на проростання насіння культурних рослин відсіявши всі зовнішні фактори навколишнього середовища, освітлення, температуру та вологість. Загальний вид досліджуваних варіантів з райграсом (*Lolium perenne*) та з ячменем звичайним (*Hordeum vulgare*) на рис. 2. Всі варіанти містили по три повторення, для забезпечення чистоти проведення досліджень та мінімізації похибок.



Рис. 1. Приклади дигестату в сухоповітряному термостаті

Загальний вид досліджуваних варіантів з райграсом (*Lolium perenne*) представлено на рис. 3. Всі варіанти ґрунтових сумішей містили по чотири повторення для забезпечення достовірності результатів дослідження та мінімізації похибки.

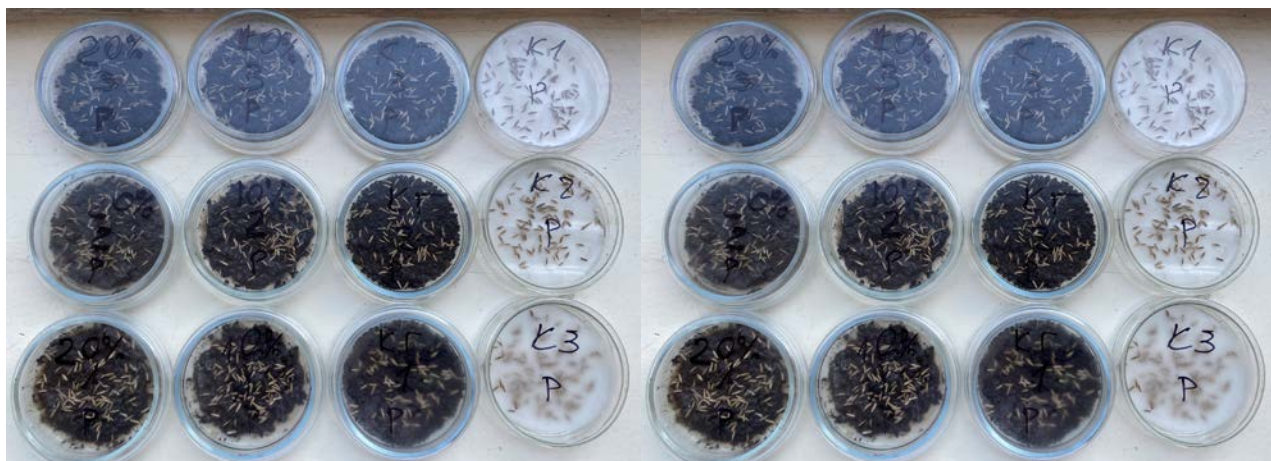


Рис. 2. Ґрунтосуміші з додаванням дигестату в день сівби райграсу (*Lolium perenne*) та ячменю (*Hordeum vulgare*)

Результати та обговорення

Термічний аналіз дигестату одержаного після метаногенезу

Для визначення якості проходження метанового бродіння та ступеня розкладу органічної складової проводили комплексні термічні дослідження зразків дигестату. Результати термічного аналізу представлені у вигляді термограм (рис. 3-7).

Термогравіметричні криві (TG) відображають втрату маси зразка при їх нагріванні. Криві диференційного термогравіметричного аналізу (DTG) показують швидкість втрати маси зразків. Ці криві є результатом диференціювання кривих TG. Криві диференційного термічного аналізу DTA показують теплові ефекти відповідних перетворень зразків.

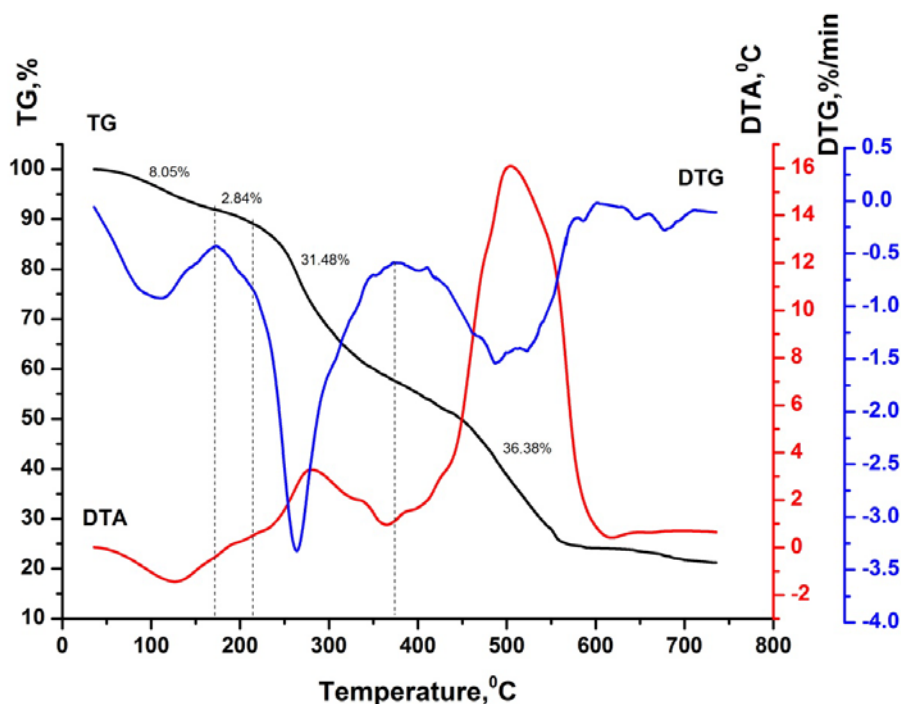


Рис. 3. Термограма зразка ферментаційного інокулята

На рисунку 3 показана термограма зразка насінневої біомаси. В діапазоні температур 20-171 °С, відбувається виділення летючих компонентів, що містяться в зразку біомаси. Цей процес супроводжується втратою маси зразка (8,05 %) і появою ендотермічного ефекту на кривій ДТА. Незначна втрата маси зразка ферменту (2,84 %) в інтервалі температур 171-215, що супроводжується характерним переломом кривої ДТГ, відповідає першим деструктивним процесам у 215 °С зразку.

При температурах вище 215 °С. В інтервалі температур 215-374 °С на кривій ДТА спостерігається чіткий екзотермічний ефект, що відповідає термоокислювальній деструкції зразка. Цей процес супроводжується значною втратою наважки ядра бродіння (31,48 %) і глибоким екстремумом на кривій DTG. В діапазоні температур 374-750 °С, залишки горіння спалюються. Цей процес відповідає втраті маси зразка на 36,38 % і появі швидкого екзотермічного ефекту на кривій ДТА.

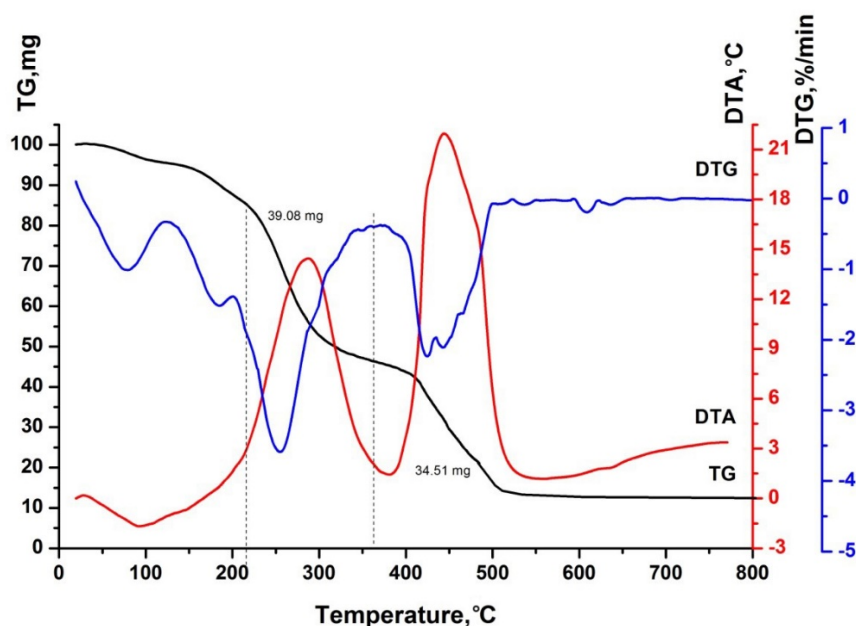


Рис. 4. Термограма проби дигестату №1

На рисунках 4-7 представлені термограми проб дигестату №1, №2, №3, №4. Термограми показують, що термоліз зразків 1 - 4 проходив у чотири стадії.

На першому етапі термолізу, в інтервалі температур 20-134 °С, виділяється гігроскопічна вода. Цей процес супроводжується втратою маси зразка та появою ендотермічних ефектів на кривих ДТА.

На другому етапі термолізу в діапазоні температур 125-201 °С, відбувається дегідратація залишків целюлози, наявних у зразках дигестату (Yalechko, Kochubey, Hnatyshyn, Dzyadevych & Zaikov, 2014). У цьому ж діапазоні температур відбувається часткове руйнування ядра бродіння, яке входить до складу проб.

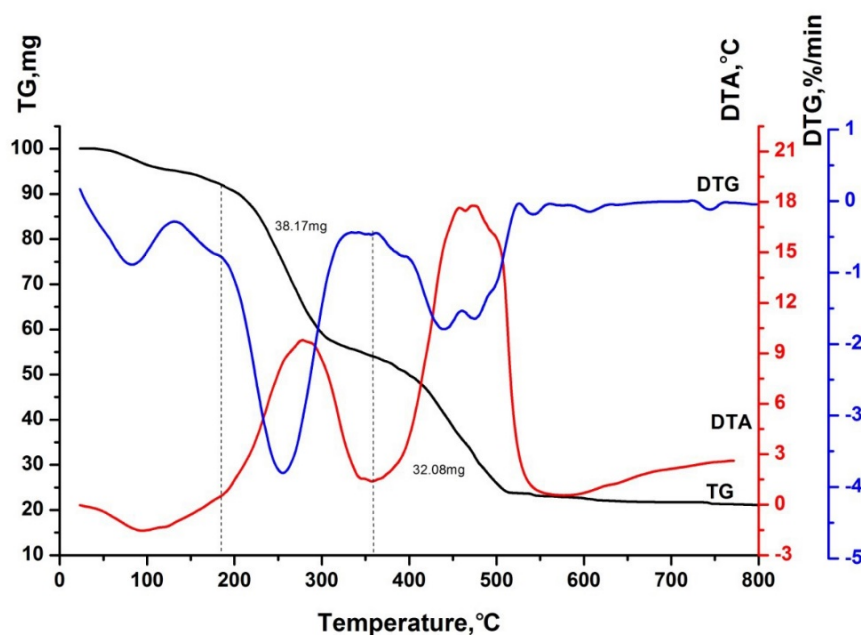


Рис. 5. Термограма проби дигестату №2

На третій стадії термолізу, в інтервалі температур 185-369 °С, відбувається термоокислювальна деструкція компонентів зразка та спалювання продуктів деструкції. Цей процес супроводжується різкою втратою маси зразків і появою швидких екзотермічних ефектів на кривих ДТА.

На четвертій стадії термолізу, в інтервалі температур 355-700 °С, піролітичний залишок зразків згоряє, що супроводжується появою швидких екзотермічних ефектів на кривих ДТА.

Слід зазначити, що зразки, які містять більше ферментаційного інокулята, мають меншу термічну стабільність. Початок деструктивних і термоокислювальних процесів у цих зразках на третій стадії термолізу зміщується в область нижчих температур. Так, термічний розклад зразка №2 ($TS = 0,05$, $X_{ex} = 0,2$) починається при температурі 185 °С, зразка № 4 ($TS = 0,1$, $X_{ex} = 0,2$) – при температурі 189 °С. Температури розкладу зразків № 1 ($TS = 0,05$, $X_{ex} = 0,05$) та № 3 ($TS = 0,1$, $X_{ex} = 0,05$) відповідають температурам 200°С і 201°С, відповідно. Слід зазначити, що зразок ферментаційного субстрату характеризується вищою термостабільністю порівняно зі зразками ферментаційного субстрату (рис. 3). Початок інтенсивних

процесів руйнування ферменту спостерігається лише при температурах вище 215 °С.

Зразки з більшим вмістом ферментаційного інокулята здатні більше термоокислюватися на третій стадії термолізу та утворювати менший вміст обвуглених залишків у результаті горіння. Зразки №2 та №4 характеризуються зміщенням максимумів екзотермічних ефектів третьої стадії термолізу в область нижчих температур.

У зразка ферментаційного залишку № 3, який характеризується низьким вмістом ферментаційного інокулята, втрата маси за рахунок термоокислювальної деструкції та спалювання органічної складової на III стадії термолізу становить 38,90 мг. На четвертій стадії термолізу внаслідок спалювання обвугленого залишку втрачається 34,4 мг дигестату, зразок №3. Оскільки втрата маси зразка на третій та четвертій стадіях термолізу становить 73,3 мг, то на третій стадії термолізу вміст органічних компонентів, які піддаються термічному окисленню та спалюванню, становить 53,06 % (табл. 2).

Таблиця 2

Результати термічного аналізу проб дигестату

| Зразок | Етап | Діапазон температур, °С | Втрата ваги, мг | Втрати органічної речовини, % |
|--|------|-------------------------|-----------------|-------------------------------|
| Дигестат №1 TS = 5% мас., $X_{\epsilon} = 0,05$ | I | 20 - 129 | 4.64 | - |
| | II | 120 - 200 | 7,64 | - |
| | III | 200 - 369 | 39.08 | 53.11 |
| | IV | 369 - 700 | 34.51 | 46,89 |
| Дигестат №2 TS = 5% мас., $X_{\epsilon} = 0,2$ | I | 20 - 134 | 4.92 | - |
| | II | 134 - 185 | 3.11 | - |
| | III | 185 - 355 | 38.17 | 54.33 |
| | IV | 355 - 700 | 32,0 8 | 45,67 |
| Дигестат №3 TS = 10% мас., $X_{\epsilon} = 0,05$ | I | 20 - 125 | 4.05 | - |
| | II | 125 - 201 | 10.73 | - |
| | III | 201 - 369 | 38,90 | 53.06 |
| | IV | 369 - 700 | 34.40 | 46,94 |
| Дигестат №4 TS = 10% мас., $X_{\epsilon} = 0,2$ | I | 20 - 128 | 6.78 | - |
| | II | 128 - 189 | 5.06 | - |
| | III | 189 - 366 | 35,56 | 51,91 |
| | IV | 366 - 700 | 32,94 | 48.09 |

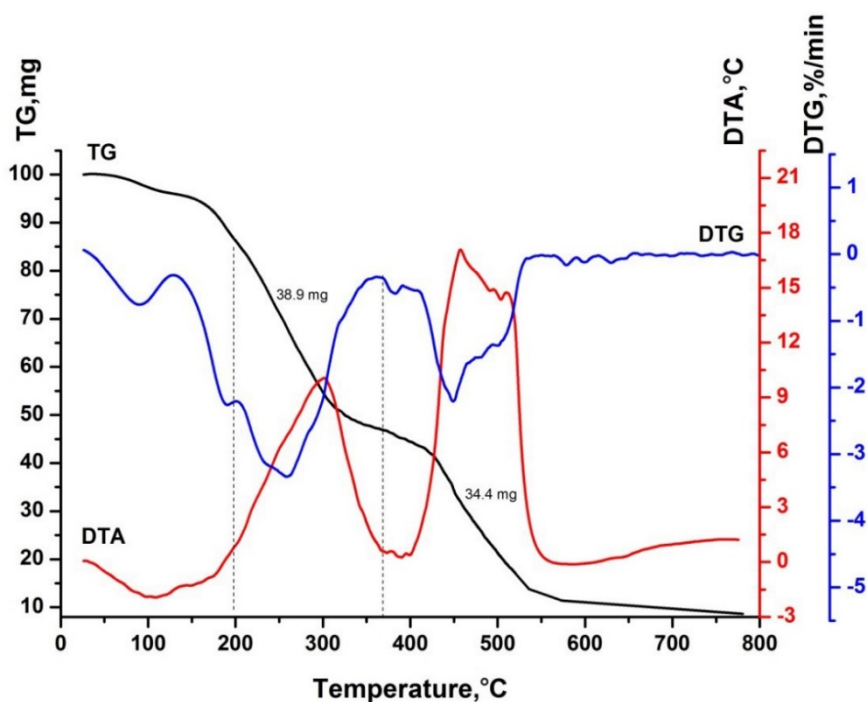


Рис. 6. Термограма проби дигестату №3

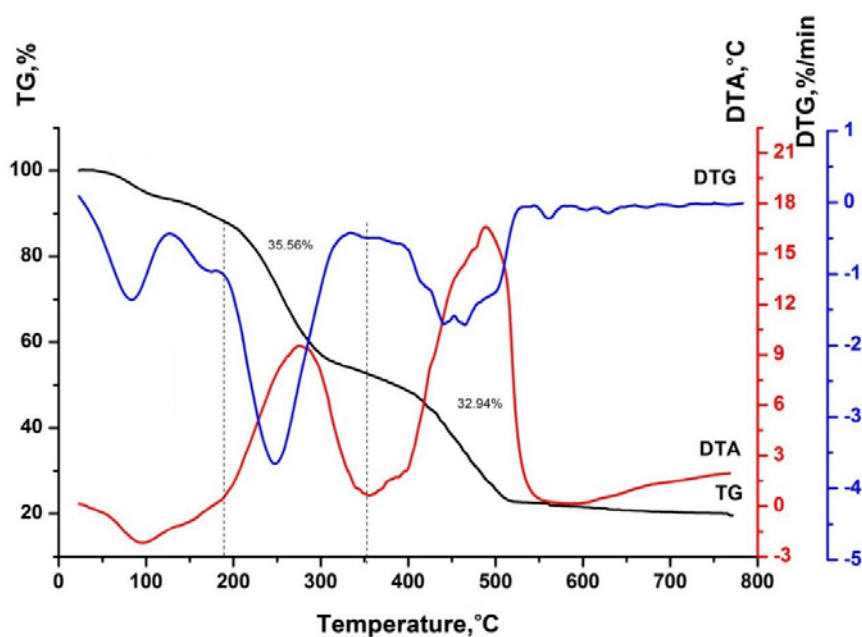


Рис. 7. Термограма проби дигестату №4

У зразку ферментаційного залишку №2, який має високий вміст інокулянта, втрата маси на III стадії термолізу становить 38,17 мг. Це відповідає 54,33 % втрат органічної речовини на третій і 45,67 % на четвертій стадії термолізу (табл. 2).

Попередня підготовка дигестату

Одним із найважливіших завдань при використанні дигестату як компонента субстрату є звільнення від надлишку води, оскільки дослідження показали, що всі отримані дигестати містять значну кількість води в межах 95,6-97,9 % (рис. 8, 9).

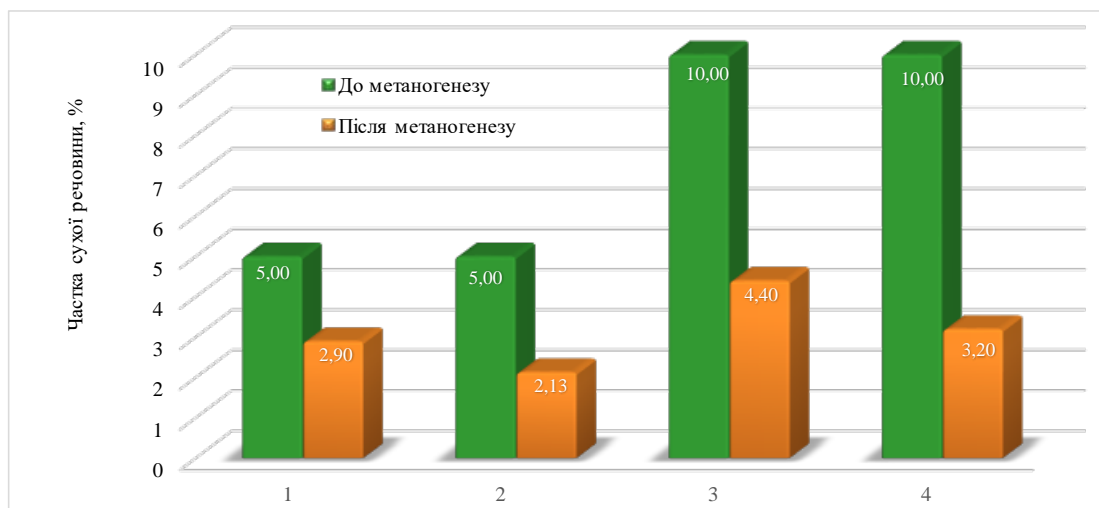


Рис. 8. Сухі речовини в дигестаті до та після метаногенезу: 1 – TS = 5% мас.; $X_{\theta} = 0,05$; 2 – TS = 5% мас.; $X_{\theta} = 0,2$; 3 – TS = 10% мас.; $X_{\theta} = 0,05$; 4 – TS = 10% мас.; $X_{\theta} = 0,2$

Таким чином, кожен зразок дигестату відрізнявся за кількістю сухої речовини, що зумовлено різним співвідношенням біомаси та інокулюму та, відповідно, процесом метаногенезу. Так, у зразках № 2 і № 4 з більшою кількістю інокулянта розкладання було більш ефективним, і виділили більше біогазу. Тому кількість сухої речовини під час метаногенезу змінювалася по-різному. Так, у колбі № 1 вона зменшилася на 42,04 % або в 1,73 рази, у колбі № 2 – на 57,39 % або в 2,35 рази, в колбі № 3 – на 56,01 % або в 2,27 рази, а найбільше розкладання відбулося в колбі. № 4, де кількість сухої речовини зменшилась на 68,01 % або в 3,13 рази.

Щоб додати більше дигестату та запобігти заболочуванню, необхідно видалити частину надлишку води. Ми зробили це механічно за допомогою центрифуги ОРn-8 (2 хв при 5000 об/хв), щоб усунути можливий вплив

дослідження флокулянту. Середні результати надлишку вологи показані на рис. 9.

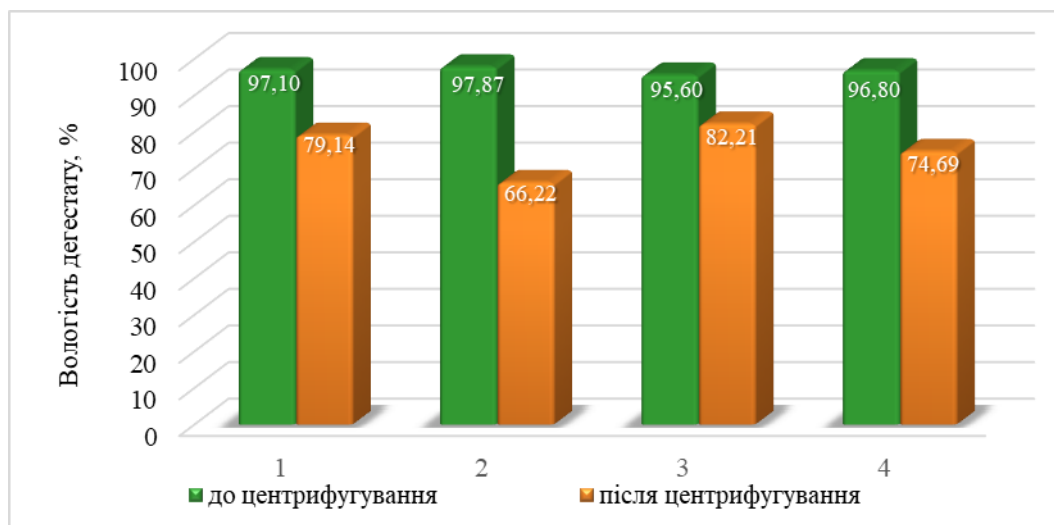


Рис. 9. Вміст води в дигестаті до та після центрифугування: 1 – TS = 5% мас.; $X_s = 0,05$; 2 – TS = 5% мас.; $X_s = 0,2$; 3 – TS = 10% мас.; $X_s = 0,05$; 4 – TS = 10% мас.; $X_s = 0,2$

Виділення надлишкової вологи сприяло зниженню вологості дигестату до біоіндикаційних досліджень на 17,96 % для першої проби, 31,65 % для другої, 13,39 % для третьої та 22,11 % для четвертої проби. У цьому випадку також спостерігається така залежність: зразки з більшим вмістом посівного матеріалу значно краще віддавали вологу, ніж зразки з меншим вмістом. Так, другий зразок виділив вологи в 1,76 раза більше, ніж перший, а четвертий – у 1,65 рази більше, ніж третій.

Вплив дигестату на проростання рослин

На цьому етапі визначено можливість впливу дигестату на схожість досліджуваних культур.

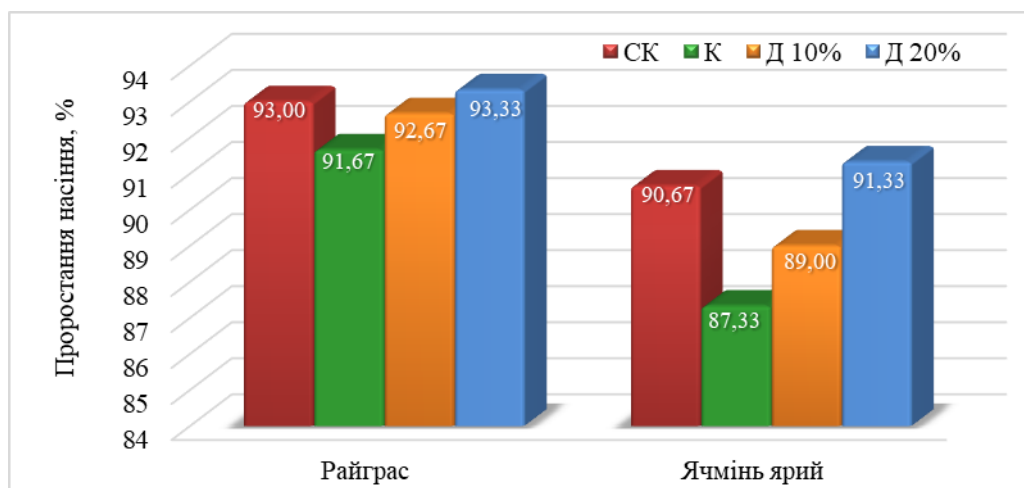


Рис. 10. Вплив дигестату на схожість культури

Середні результати дослідження наведені на рис. 10. Результати схожості були досить хороші в усіх досліджуваних варіантах і дорівнювали 87,3-93,3 %. Райграс загалом показав кращий відсоток схожості рослин (91,7-93,3 %), але ячмінь демонструє кращий позитивний вплив дигестату на схожість культури. Так, найкраща схожість двох культур спостерігалась у зразках із вмістом дигестату 20 %, для райграсу вона дорівнювала 93,33 % (на 1,67 % більше, ніж у ґрунтовому контролі, і завдяки Т-критерію ця різниця є статистично значущою з імовірністю 85,0 %), у ячменю – на 91,33 % або на 4,00 % більше, ніж у ґрунтовому контролі, що відповідає статистичній значущості 78,1 %. Ймовірності рівності дисперсій окремих серій за двовибірковими F-тестами знаходяться в діапазоні від 0,5 до 1,0. На рис. 11 і 12 наведено огляд зразків на 7 добу дослідження.



Рис. 11. Зразки ґрунту з райграсом (а) та ячменем (б) на 7-й день дослідження

Підсумовуючи дані досліджень всіх варіантів із дигестатом можна зробити висновок, що вони показали досить хороші результати, отже в подальшому доцільно продовжити дослідження на рослинах, для визначення впливу дигестату на ріст і розвиток рослин.

Проте постало питання чи можливе використання біомаси гідробіонтів без проходження процесу метаногенезу, для цього спеціально було закладено окремий дослід, аналогічний даному, із різною кількістю необробленої біомаси від 20 до 50 % та відповідно 80 і 50 % темно-сірого опідзоленого ґрунту. Результати даного дослідження були однозначними – проростання культурних рослин не відбувалося на жодних досліджуваних варіантах крім контролю, спостерігалось загнивання насіння і розвиток грибкової флори.

Подяка

Це дослідження виконане за підтримки Національного фонду досліджень України (Проект 2020.02/0177 "Розробка комплексної технології отримання та використання субстратів на основі органовмісних відходів і природних сорбентів для потреб біологічної рекультивації та ремедіації техногенно порушених земель").

Висновки

Аналіз дигестату після мезофільно-анаеробного бродіння термічним методом показав, що вміст інокулята суттєво впливає на розкладання органічної складової біомаси рогозу широколистого. Зразки дигестату з вищим початковим вмістом інокулята мають нижчу термічну стабільність. Початок деструктивних і термоокислювальних процесів у цих зразках, які спостерігаються на третій стадії термолізу, зміщується в область нижчих температур. Підвищена здатність зразків №2 та №4 до термоокислювальної деструкції зумовлена підвищенням вмістом менш термостійких компонентів, які є продуктами біологічного розкладання біомаси рогозу під час її анаеробного бродіння.

Обмежуючим фактором для використання дигестату може бути лише його значна водність (95,6-97,9 %), що потребує попереднього зневоднення. Ступінь зневоднення дигестату механічними методами залежить від кількості нерозкладеної органічної речовини після метаногенезу. Чим менше органічної речовини залишається в дигестаті, тим легше він зневоднюється. Виділення надлишку вологи допомогло знизити вміст води в дигестаті. Набагато краще зневоднення спостерігається у зразках з вищим вмістом інокулята, а максимально можливе зниження вмісту води в дигестаті було досягнуто на 31,65 %.

Біоіндикаційне дослідження використання дигестату в ґрунтових сумішах показало, що культурні рослини (*Lolium perenne* і *Hordeum vulgare*) процвітають у всіх досліджуваних зразках порівняно з контролем ґрунту та стерильним контролем. Це підтверджує перспективність використання дигестату в агротехнологіях як джерела поживних речовин для рослин.

Список літератури

- Al Seadi, T., Drog, B., Fuchs, W., Rutz, D., & Janssen, R. (2013). Biogas digestate quality and utilization. *The Biogas Handbook*, 267-301. <https://doi.org/10.1533/9780857097415.2.267>
- Appels, L., Lauwers, J., Degreè, J., Helsen, L., Lievens, B., Willems, K., ... Dewil, R. (2011). Anaerobic digestion in global bio-energy production: potential and research challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(9), 4295-4301. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.121>
- Ayre, J. M., Mikan, B. S., Jenkins, S. N., & Moheimani, N. R. (2021). Batch cultivation of microalgae in anaerobic digestate exhibits functional changes in bacterial communities impacting nitrogen removal and wastewater treatment. *Algal Research*, 57, 102338. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2021.102338>
- Badagliacca, G., Romeo, M., Gelsomino, A., & Monti, M. (2022). Short-term effects of repeated application of solid digestate on soil C and N dynamics and CO₂

- emission in a clay soil olive (*Olea europaea* L.) orchard. *Cleaner and Circular Bioeconomy*, 1, 100004. <https://doi.org/10.1016/j.clcb.2022.100004>
- Banaszuk, P., Kamocki, A. K., Wysocka-Czubaszek, A., Czubaszek, R., & Roj-Rojewski, S. (2020). Closing the loop – Recovery of nutrients and energy from wetland biomass. *Ecological Engineering*, 143, 105643. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105643>
- Coelho, J. J., Hennessy, A., Casey, I., Woodcock, T., & Kennedy, N. (2019). Responses of ryegrass, white clover, soil plant primary macronutrients and microbial abundance to application of anaerobic digestates, cattle slurry and inorganic N-fertiliser. *Applied Soil Ecology*, 144, 112-122. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.07.011>
- Czekała, W., Lewicki, A., Pochwatka, P., Czekała, A., Wojcieszak, D., Józwiakowski, K., & Waliszewska, H. (2020). Digestate management in polish farms as an element of the nutrient cycle. *Journal of Cleaner Production*, 242, 118454. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118454>
- Fuchs, W., & Drosig, B. (2013). Assessment of the state of the art of technologies for the processing of digestate residue from anaerobic digesters. *Water Science and Technology*, 67(9), 1984-1993. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.075>
- Garcia-Sanchez, M., Siles, J. A., Cajthaml, T., Garcia-Romera, I., Tlustoš, P., & Száková, J. (2015). Effect of digestate and fly ash applications on soil functional properties and microbial communities. *European Journal of Soil Biology*, 71, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.08.004>
- Gissén, C., Prade, T., Kreuger, E., Nges, I. A., Rosenqvist, H., Svensson, S. E., ... Björnsson, L. (2014). Comparing energy crops for biogas production—Yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilisation. *Biomass and Bioenergy*, 64, 199-210. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.03.061>
- Głowacka, A., Szostak, B., & Klebaniuk, R. (2020). Effect of biogas digestate and mineral fertilisation on the soil properties and yield and nutritional value of

switchgrass forage. *Agronomy*, *10*(4), 490.
<https://doi.org/10.3390/agronomy10040490>

- Jimenez, J., Grigatti, M., Boanini, E., Patureau, D., & Bernet, N. (2020). The impact of biogas digestate typology on nutrient recovery for plant growth: Accessibility indicators for first fertilization prediction. *Waste Management*, *117*, 18-31. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.052>
- Jozwiakowski, K., Bugajski, P., Kurek, K., Caceres, R., Siwiec, T., Jucherski, A., Czekala, W., & Kozłowski, K. (2020). Technological reliability of pollutant removal in different seasons in one-stage constructed wetland system with horizontal flow operating in the moderate climate. *Separation & Purification Technologies*, *238*, 116439. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.116439>
- Jurgutis, L., Šlepetienė, A., Amalevičiūtė-Volungė, K., Volungevičius, J., & Šlepetys, J. (2021). The effect of digestate fertilisation on grass biogas yield and soil properties in field-biomass-biogas-field renewable energy production approach in Lithuania. *Biomass and Bioenergy*, *153*, 106211. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2021.106211>
- Koblenz, B., Tischer, S., Rücknagel, J., & Christen, O. (2015). Influence of biogas digestate on density, biomass and community composition of earthworms. *Industrial Crops and Products*, *66*, 206-209. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.12.024>
- Koszel, M., & Lorencowicz, E. (2015). Agricultural use of biogas digestate as a replacement fertilizers. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, *7*, 119-124. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.12.004>
- Lamolinará, B., Pérez-Martínez, A., Guardado-Yordi, E., Fiallos, C. G., Diéguez-Santana, K., & Ruiz-Mercado, G. J. (2022). Anaerobic digestate management, environmental impacts, and techno-economic challenges. *Waste Management*, *140*, 14-30. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.12.035>
- Lukehurst, C. T., Frost, P., & Al Seadi, T. (2010). *Utilisation of digestate from biogas plants as biofertiliser*. IEA Bioenergy.

- Makadi, M., Tomocsik, A., Eichler-Loebermann, B., & Schiemenz, K. (2008). Nutrient cycling by using residues of bioenergy production-effects of biogas-digestate on plant and soil parameters. *Cereal Research Communications*, *36*, 1807-1810. <https://www.jstor.org/stable/90003077>
- Malovanyy, M., Moroz, O., Popovich, V., Kopyi, M., Tymchuk, I., Sereda, A., Krusir, G., & Soloviy, C. (2021). The perspective of using the 'open biological conveyor' method for purifying landfill filtrates. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, *16*, 100611. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100611>
- Möller, K., & Müller, T. (2012). Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences*, *12*(3), 242-257. <https://doi.org/10.1002/elsc.201100085>
- Nag, R., Whyte, P., Markey, B. K., O'Flaherty, V., Bolton, D., Fenton, O., ... Cummins, E. (2020). Ranking hazards pertaining to human health concerns from land application of anaerobic digestate. *Science of the Total Environment*, *710*, 136297. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136297>
- Pivato, A., Vanin, S., Raga, R., Lavagnolo, M. C., Barausse, A., Rieple, A., ... Cossu, R. (2016). Use of digestate from a decentralized on-farm biogas plant as fertilizer in soils: An ecotoxicological study for future indicators in risk and life cycle assessment. *Waste Management*, *49*, 378-389. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.009>
- Rozylo, K., Swieca, M., Gawlik-Dziki, U., Andruszczak, S., Kwiecinska-Poppe, E., & Kraska, P. (2017). Phytochemical properties and heavy metal accumulation in wheat grain after three years' fertilization with biogas digestate and mineral waste. *Agricultural and Food Science*, *26*(3), 148-159. <https://doi.org/10.23986/afsci.63156>
- Sobhi, M., Guo, J., Gaballah, M. S., Li, B., Zheng, J., Cui, X., Sun, H., & Dong, R. (2021). Selecting the optimal nutrients recovery application for a biogas slurry based on its characteristics and the local environmental conditions: A

critical review. *Science of the Total Environment*, 814, 152700.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152700>

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (2017). AWWA, WEF and APHA, 23rd ed.

Tymchuk, I., Malovanyy, M., Shkvirko, O., Zhuk, V., Masikevych, A., & Synelnikov, S. (2020). Innovative creation technologies for the growth substrate based on the man-made waste - perspective way for Ukraine to ensure biological reclamation of waste dumps and quarries. *International Journal of Foresight and Innovation Policy*, 14(2/3/4), 248-263.
<https://doi.org/10.1504/IJFIP.2020.111239>

Uggetti, E., Sialve, B., Latrille, E., & Steyer, J. P. (2014). Anaerobic digestate as substrate for microalgae culture: the role of ammonium concentration on the microalgae productivity. *Bioresource Technology*, 152, 437-443.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.036>

Voytovych, I., Malovanyy, M., Zhuk, V., & Mukha, O. (2020). Facilities and problems of processing organic wastes by family-type biogas plants in Ukraine. *Journal of Water and Land Development*, 45(IV-VI), 185-189.
<https://doi.org/10.24425/jwld.2020.133493>

Xia, A., & Murphy, J. D. (2016). Microalgal cultivation in treating liquid digestate from biogas systems. *Trends in Biotechnology*, 34(4), 264-275.
<https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2015.12.010>

Yalechko, V., Kochubey, V., Hnatyshyn, Y., Dzyadevych, B., & Zaikov, G. (2014). Investigation of thermal power characteristics of wood pulp. *Bulletin of the Kazan Technological University*, 17(6), 129-132.

Zirkler, D., Peters, A., & Kaupenjohann, M. (2014). Elemental composition of biogas residues: Variability and alteration during anaerobic digestion. *Biomass and Bioenergy*, 67, 89-98. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.04.021>.

**DEPENDENCE OF AIR POLLUTION IN URBANIZED AREAS
ON THE CONCENTRATION OF PARTICULATE MATTER
FRACTIONATED BY SIZE**

Lopushanskyi O.M., Lviv Polytechnic National University, graduate student of the
ISD department, Ukraine

Abstract

One of the most important problems related to human health and the comfort of their lives is air pollution in urbanized areas with particulate matter. This problem occurs in both large urban agglomerations and small towns. Particularly harmful are ultrafine dust particles in the form of atmospheric aerosols, classified by particle size as: PM_{2.5} – particle size up to 2.5 mm, PM₁₀ – particle size up to 10 mm. One of the forms of emission control is continuous monitoring of air pollution and forecasting the dynamics of dispersion of ultrafine dust particles in the atmospheric air of urbanized areas.

The aim of our work is to investigate the regularities of the dispersion processes of ultrafine particles of the PM₁₀ and PM_{2.5} class in the atmospheric air of urbanized areas.

Introduction

Particulate matter (PM) air pollution is a problem for most industrial cities. Sources of air pollution in cities include emissions from the municipal, industrial, and transportation sectors. Many epidemiological studies have shown that exposure to air pollution containing fine dust particles with an aerodynamic diameter of less than 2.5 microns can pose a risk to human health. Thus, the continuous increase in the intensity of vehicle traffic on the roads is closely related to the increase in human exposure to the negative effects of dust aerosol, including its carbon fraction. This fact explains the absence of a decrease or even an increase in the incidence of

diseases caused by dust pollution, despite a significant reduction in dust emissions from industrial sources over the past quarter century.

Global threats to the environment undoubtedly include dust pollutants, atmospheric conditions that, due to their transboundary wide range, lead to pollution of large areas and pose a threat to the health of the affected population.

Particulate matter in atmospheric air is a complex mixture of solid, liquid and gaseous phases that, due to their high dispersion, can remain in the atmosphere to a large extent in suspension for a long time. In the context of health risk assessment, the most commonly used parameter for particulate matter is the aerodynamic diameter of the particle. It distinguishes between two main dust fractions (categories) in the framework of air quality monitoring in urban environments, both in Ukraine and in Europe:

- PM10 (coarse particles) is a large fraction of dust with an aerodynamic particle diameter of less than 10 microns;
- PM2.5 (ultrafine particles) is a fine fraction that includes dust particles with an aerodynamic diameter of less than 2.5 microns.

Numerous studies have shown that the increased content of fine dust in the air with an aerodynamic diameter of up to 2.5 microns poses a health hazard to city residents. Individual fractions of particulate matter from different groups of pollutants differ in their aerodynamic diameter, formation process, chemical composition, presence of microflora, behavior, and half-life in the atmosphere. In urban environments, the coarse dust fraction is emitted directly into the atmosphere as a primary pollutant and includes emissions from stationary and surface sources in the form of dust particles, ash, soot, etc.

Literature review

Due to the high saturation of cities with pollution sources, the level of air pollution in them is usually much higher than in suburbs and more so in rural areas (Moreno et al., 2019). The frequency and duration of periods of high air pollution will

depend on the mode of emissions of harmful substances (one-time, emergency, etc.), as well as on the nature and duration of meteorological conditions that contribute to an increase in the concentration of impurities in the surface layer of the atmosphere (Molnár et al., 2020).

To avoid increasing levels of air pollution under meteorological conditions unfavorable for the dispersion of harmful substances, it is necessary to use a mathematical apparatus that allows modeling and forecasting these conditions. Forecasts of unfavorable meteorological conditions can be made for the city as a whole, for groups of sources, or for individual sources (Gao, Long, Dai & Gao, 2019).

There are usually three main types of sources:

1. high with hot (warm) emissions;
2. high with cold emissions;
3. low.

Fine aerosols, consisting of solid particles with a diameter of less than 2.5 microns, are formed in the atmosphere as a product of fuel oxidation. Such mixtures form smog and additionally include sulfur dioxide (SO₂), nitrogen oxides (NO_x), ammonia (NH₃), volatile organic compounds (VOCs) and water (Trehera et al., 2021). This fraction contains the largest group of chemical compounds with proven carcinogenic, mutagenic, and cytotoxic effects, including, among others, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (The data presented here demonstrate, n.d.; Saxena, 2017).

Since the second half of the last century, studies in environmental epidemiology have pointed to a significant impact of air quality on public health. The impact on health primarily relates to all respiratory and cardiovascular diseases, vascular diseases associated with an increase in the incidence of diseases and a decrease in life expectancy (Lu et al., 2019; Haniabadi et al., 2017). The incidence and severity of diseases is particularly high among "high-risk" groups, such as children and people over 65. The situation is further complicated by predisposing

factors such as asthma, chronic obstructive pulmonary disease, circulatory failure, and allergic diseases.

Due to the severe toxicity of fine PM_{2.5} dust and the nature of related pollutants, which pose a danger to human health due to their ability to penetrate beyond the larynx into the respiratory tract and be absorbed directly into the bloodstream (Haniabadi et al., 2017; Maciejewska, 2020).

Air pollution by particulate matter is a serious health problem in Europe, where about 75 % of the population lives in cities. In 2007-2020, from 13 to 62 % of the European population living in urban areas were exposed to PM dust₁₀ in concentrations exceeding the recommended levels (Jodeh et al., 2018). Studies conducted in the winter of 2013-2014 in different European countries indicated the presence of high concentrations of PM₁₀ particulate matter in densely populated urban areas (Trusz, Ghazal & Piekarska, 2020).

It has been proven that particulate matter has no concentration threshold, so negative health effects can occur at all levels of exposure (Haniabadi et al., 2017).

Most developed countries are characterized by areas with a high degree of environmental degradation caused by the dynamic process of urbanization and industrialization. The predominant share of solid fuels in the main primary energy sources is the main source of pressure on the environment, and more than 62 % of dust emissions are associated with fuel combustion processes that take place in the municipal and residential sectors (Maciejewska, 2020).

The most industrialized and urbanized area in Europe is the territory of Silesia and the Upper Silesian agglomeration, which emits 21.4 % of dust pollutants and 20 % of gas pollutants (Jodeh et al., 2018; Trusz et.al., 2020). The disturbance of the ecological balance in this area has led to high levels of suspended dust over the years. In 2010, the average annual concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} were among the highest among all agglomerations in Poland and amounted to 50.5 µg/m³ and 42.5 µg/m³ respectively (Brunekreef et al., 2015).

Since 2008, a new Directive of the European Parliament and Council on Air Quality and Cleaner Air for Europe, commonly known as the CAFE Directive (Lesiak & Brzezański, 2017), has been in force, and is the most important piece of legislation in Europe. In 2004, tests in the tunnels concluded that coal accounted for the largest share of the dust mass collected there. Thus, it is obvious that emissions from vehicles should generally increase the concentration of carbon, especially elemental carbon, in the air. This phenomenon has already been well researched and documented for different dust fractions in different regions of the world (Nieto, Lasheras, Garcia-Gonzalo & de Cos Juez, 2018).

The particle size distribution of urban air can be affected by meteorological conditions, pollutant emissions, chemical processes in the atmosphere, and the quality of industrial emissions treatment (Yin & Xu, 2018). Predictive schemes of air pollution in the city should be developed for each season of the year and each half of the day separately. For each air sampling schedule, samples are taken at 7, 10, and 13 hours in the morning, and at 15, 18, and 21 hours in the afternoon. In the case of triple sampling, samples are taken in the first half of the day at 7 and 13 hours, and in the second half of the day at 15 and 19 hours. Meteorological predictors for the first half of the day are taken for a period of 6 hours, and radiosonde data for a period of 3 hours. For the second half of the day, meteorological elements are used as predictors for a period of 15 hours.

Operational forecasting of air pollution is carried out with the aim of short-term reduction of emissions of harmful substances into the atmosphere during periods of unfavorable meteorological conditions (Marzouni et al., 2017; Yin & Xu, 2018). Usually, if necessary, two types of air pollution forecasts are made for the city: preliminary (for a day in advance) and updated (for 6-8 hours in advance, including in the morning for the current day, in the afternoon, in the evening and at night). Identification and quantification of differences in the levels of particulate matter pollution of natural and anthropogenic origin on a smaller scale and with different

parameters can lead to a better understanding of the distribution and their impact on the environment and human health (Sabadash, Gumnitsky & Lyuta, 2020).

Objective – to assess air pollution by particulate matter PM10 and PM2.5; determining the composition of airborne dust in the area free of any production activity in the autumn-winter period from October 2020 to March 2021; Obtaining statistical characteristics of dust distribution in the atmospheric air of urbanized areas by particle size distribution.

Materials and methods of the study

Characteristics of the city: Kostopil district is a central district of Rivne region with the district center Kostopil which has its own ancient history. It lies within the Rivne plateau of the Volyn-Podillya plate. The terrain is flat, as the district is located on the Kostopil Plain of the Polissia Lowland.

The climate is temperate continental with mild winters and fairly warm summers with sufficient rainfall. The average annual rainfall is 550 mm. Western winds prevail in winter and western and southwestern winds in summer. The depth of seasonal soil freezing reaches up to 1.0 m.

Kostopil district specializes in woodworking, mining, processing, food processing, and other non-metallic products. There are 8 major industrial facilities in the district: Svispan Limited LLC, Kostopil Glassware Plant PJSC, Kostopil Plywood Plant LLC, Margarine Plant PE, Rodina PJSC, Ivano-Dolyna Special Quarry PJSC, Berestovetsky Special Quarry OJSC, and Kostopil Branch of Ukrvetssanzavod SE. These facilities are the largest air polluters. However, the bulk of air pollutant emissions are from mobile sources.

Determination of air sampling parameters

Air samples were taken at 12-hour intervals, from 9.00 to 21.00 and from 21.00 to 9.00. The research was conducted from the autumn-winter period from October 2020 to March 2021. Information on temperature, relative humidity and

wind speed was obtained from the hydrometeorological center. The concentration of airborne particulate matter was determined gravimetrically by the mass of dust samples collected on the filters. All parallel results were averaged and the standard error was determined.

Measuring station, air sampling technique

The measurement station for collecting PM₁₀ and PM_{2.5} dust samples was located in the southwestern part of Kostopil. The measurement station for PM₁₀ and PM_{2.5} suspended dust sampling was located in the southwestern part of Kostopil. The integrity of the measurement point in the macro-environmental scale is representative of the urban background station due to the protection of human health, the criteria for which are specified in the Decree of the Minister of Environment on the assessment of substance levels in the environment air (Kuerban et al., 2020).

Low-flow Harvard pumps equipped with PM₁₀ and PM_{2.5} aspiration heads (manufactured by Air Diagnostic and Engineering Inc, USA) were used for air sampling (Marzouni et al., 2017). The design of the aspiration head allows collecting particles with an aerodynamic diameter of 10 µm and 2.5 µm with an efficiency of 50 %. Dust samples were collected continuously (daily) with a constant air flow rate of 9 dm³/min. Each time, as well as after the measurement, the compliance of the air flow was checked using a calibrated rotameter type TG06 (VEB Prüfgeräte-Werk Medinge, Germany).

Conditioning and weight analysis of filters

PTFE (fluorinated hydrocarbons) coated glass filters with a pore diameter of 2 microns (manufactured by SKC, USA) were used for air sampling. The advantage of the material from which they were made is complete chemical inertness to the compounds contained in the filtered air and high particle retention efficiency. The filters, before and after sampling, as well as the air samples, were conditioned at a low humidity of 45 % and a temperature of 22 °C. The filters were placed in

desiccators filled with anhydrous calcium chloride (CaCl_2), which is highly hygroscopic, for 24 hours. Then the prepared samples were weighed. Analytical balances with a weighing accuracy of $10 \mu\text{g}$ were used to determine the mass of clean filters and the sampled air. The balance ensures high mass accuracy with the help of the used *isoCAL* automatic calibration system and the electrostatic charge removal system of the hanger (air deionization function). The dust concentration, expressed in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, was determined as the ratio of the mass of dust collected on the filter to the volume of air being drawn in.

Statistical analysis

The statistical analysis of variables was carried out using the Statistica for Windows package, version 7.1. The main statistical indicators were determined. The arithmetic mean, minimum, maximum, median and quartiles were calculated (Diapouli et al., 2017).

The Shapiro-Wilk test was used to determine the type of distribution of particle concentrations in the air of urbanized areas in certain months of the year. To compare the statistical dependence between the variables in the study period, the Pearson's test was used. Statistically significant values were considered to be those for which the statistical significance of the results was $p \leq 0.05$.

Results of the study

Fig. 1-4 shows the distribution of daily dust concentrations of the PM10 and PM2.5 fractions in the city of Kostopil in certain months of 2020-2021.

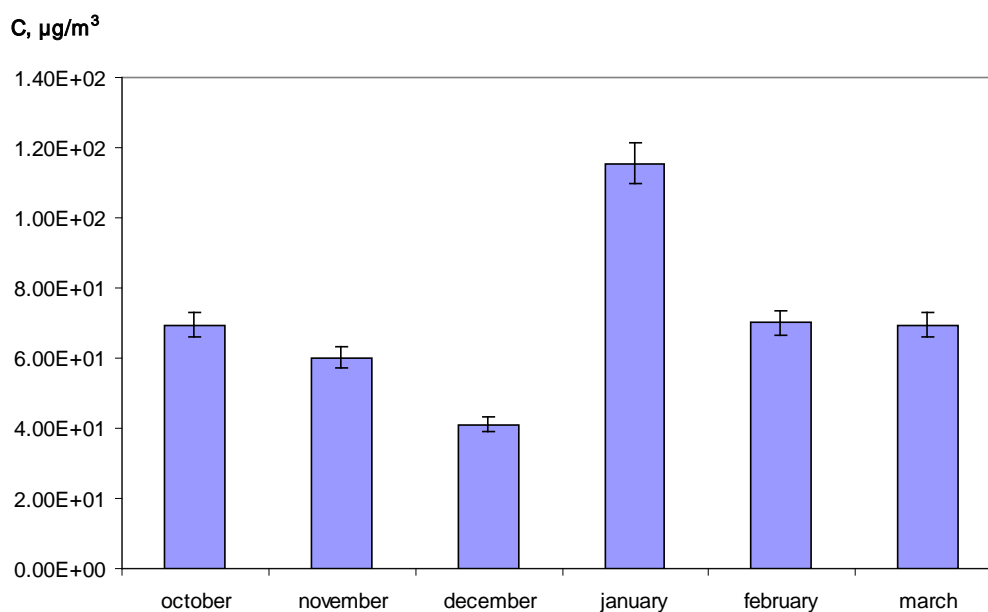


Fig. 1. Distribution of daily concentrations of particulate matter PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Kostopil in the autumn-winter period of 2020-2021

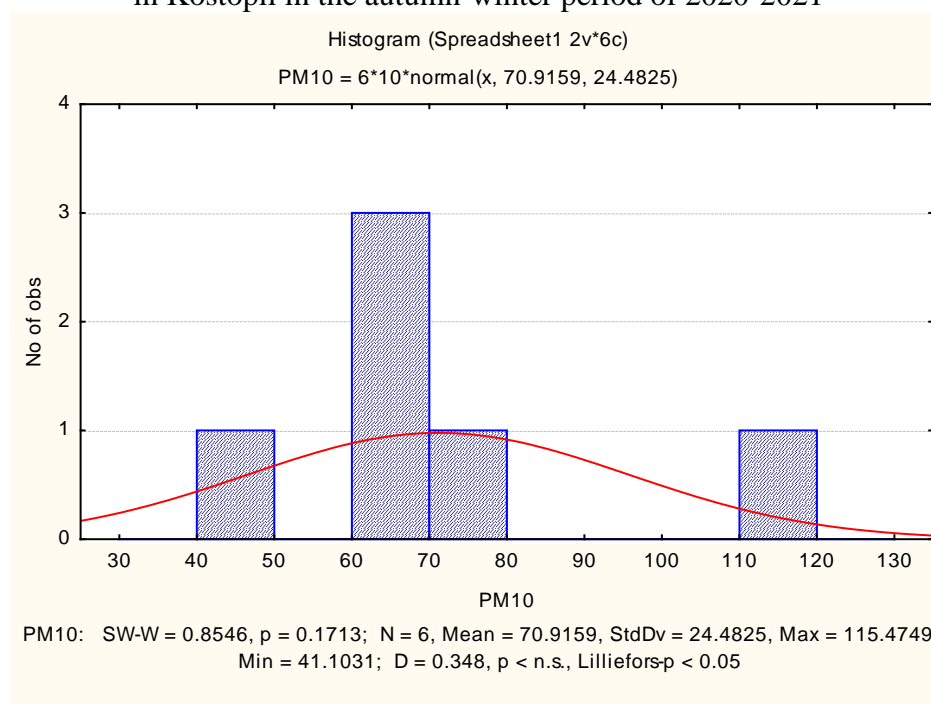


Fig. 2. Statistical estimation of the distribution of daily concentrations of PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Kostopil in the autumn-winter period of 2020-2021

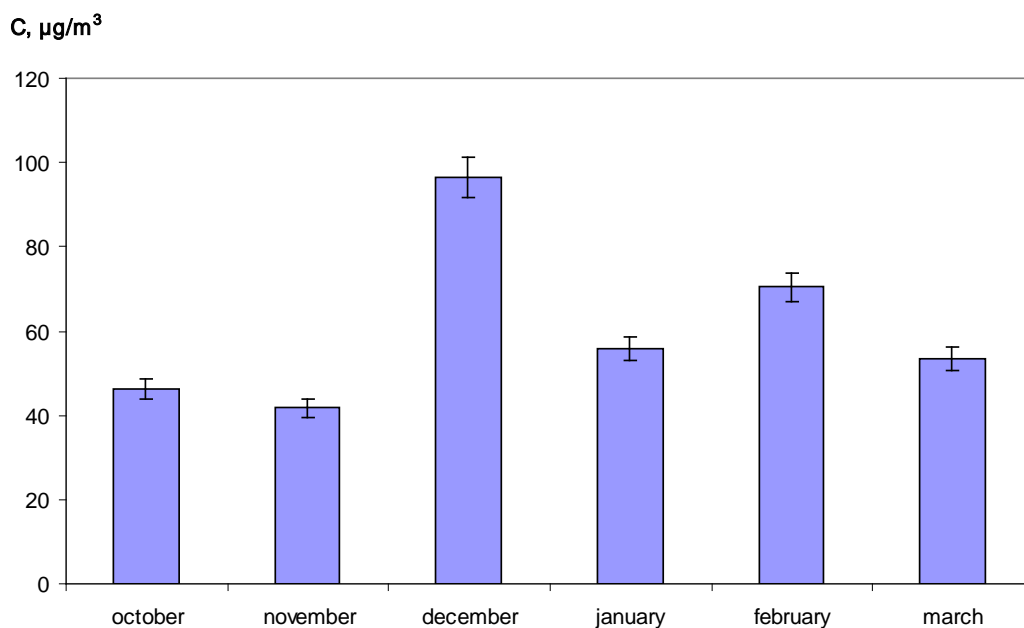


Fig. 3. Distribution of daily concentrations of PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Kostopil in the autumn-winter period of 2020-2021

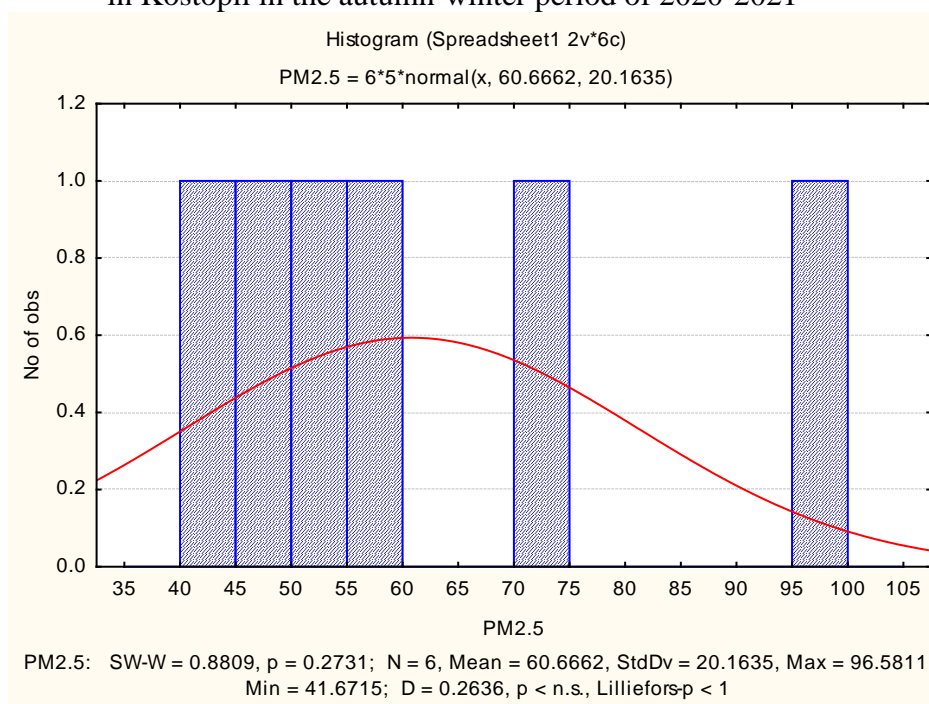


Fig. 4. Statistical assessment of the distribution of daily PM2.5 concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Kostopil in the autumn-winter period of 2020-2021

Regulatory documents indicate the permissible levels of certain substances in the air, taking into account the requirements of the Ministry of Health, two permissible levels for PM10 dust were specified: $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ as a 24-h averaging

period and $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ on average for a calendar year (Table 1). Both in the case of PM10 and PM2.5, statistically significant differences ($p \leq 0.05$) were recorded between the values of dust particle concentrations in the air of urbanized areas of Kostopil obtained in the autumn (October-November) months. The highest concentrations of PM10 fractions were observed in December (average concentration: $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$, concentration range: $22\text{-}319 \mu\text{g}/\text{m}^3$). From January to February, PM10 dust concentrations were lower, however, compared to the recommended permissible values, the daily variation of dust concentrations was high, with median concentrations of $85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $106 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectively.

The lowest values of the average dust concentration in the air (median $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $56 \mu\text{g}/\text{m}^3$) and the lowest maximum values ($162 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and $149 \mu\text{g}/\text{m}^3$) were observed in October.

In the analyzed period, there were 126 days (70 % of the study period) when the standard value for the 24-hour averaging period was exceeded, while, according to the guidelines, the frequency of exceedance for the entire calendar year cannot exceed 35 times (Table 1). Moreover, the alarm level of the substance, i.e., the concentration of $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, which was the threshold value for informing the public about the risk of adverse health effects for three consecutive days, was exceeded six times.

Table 1

Statistical characteristics of daily dust concentrations of PM10 and PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in Kostopil for 10/1/2020-31/03/2021

| Date of the experiment | N | PM10 | | | | | PM2.5 | | | | |
|------------------------|----|-----------|-----|-----|-----|----|-----------|-----|-----|-----|----|
| | | \bar{x} | >50 | min | max | s | \bar{x} | >50 | min | max | s |
| October | 31 | 70 | 22 | 31 | 162 | 31 | 53 | 29 | 22 | 119 | 24 |
| November | 30 | 56 | 15 | 19 | 148 | 31 | 41 | 20 | 11 | 81 | 21 |
| December | 31 | 126 | 24 | 21 | 318 | 81 | 105 | 27 | 20 | 229 | 57 |
| January | 31 | 81 | 20 | 31 | 180 | 44 | 71 | 31 | 28 | 161 | 37 |
| February | 28 | 82 | 21 | 28 | 174 | 36 | 67 | 26 | 22 | 150 | 33 |
| March | 31 | 80 | 24 | 31 | 224 | 40 | 63 | 30 | 25 | 182 | 31 |

(\bar{x} - mean value, >50 - number of results above $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, s - standard deviation)

The average concentration of particulate matter in the air of urbanized areas of Kostopil was 83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kostopil for the six months of the analyzed period was 83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and exceeded the recommended level by 2.1 times. The CAFE directive sets the average value of the concentration of particulate matter in the air at 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ per year (Lesiak & Brzezański, 2017). The highest level of fine pollution of PM_{2.5} dust fractions occurred in December (median concentration: 97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, concentration range: 20-230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and in other winter months: in January (median concentration: 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), concentration range: 28-161 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, February (average concentration: 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, concentration range: 22-151 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) and in March (average concentration: 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, concentration range: 25-182 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). For the autumn months of October to November, generally lower dust concentrations were recorded, with 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in November³ (concentration range: 11-82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

The statistical analysis of air pollution by fine particulate matter PM_{2.5} showed that in the analyzed period of 164 days, there were bursts of concentration above 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for the entire measurement period. The average concentration for the six months of the study period was 67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, which exceeds the recommended permissible level by 2.7 times.

Table 2 shows the share of PM_{2.5} dust in total particulate matter compared to PM₁₀ in individual months, expressed as the ratio of PM_{2.5} to PM₁₀. The average ratio for the entire study period was 0.81 (from 0.75 in November to 0.88 in January).

Table 2

Statistical characteristics of the mass ratio of PM_{2.5} to PM₁₀
in the city of Kostopil in the autumn-winter period of 2020-2021

| Date of the experiment | PM10 | PM2.5 | PM2.5/PM10 |
|-------------------------------|-------------|--------------|-------------------|
| October | 69.41 | 46.14 | 0.66 |
| November | 60.09 | 41.67 | 0.69 |
| December | 41.10 | 96.58 | 2.35 |
| January | 115.47 | 55.72 | 0.48 |
| February | 70.02 | 70.41 | 1.01 |
| March | 69.40 | 53.48 | 0.77 |

Mathematical model of particulate matter propagation in the air of urbanized areas

The main direction of studying the propagation of impurities is modeling the dispersion of pollutants in the environment according to the theory of atmospheric diffusion using the turbulent diffusion equation (1). It makes it possible to study the spread of impurities from sources of different types under different environmental characteristics.

In general, the problem of air pollution forecasting can be mathematically described by a differential equation under certain initial and boundary conditions:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + w_x \frac{\partial C}{\partial x} + w_y \frac{\partial C}{\partial y} + w_z \frac{\partial C}{\partial z} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - kC \quad (4.1)$$

where t - time; x, y, z - coordinates; w, w_x, w_y, w_z – components of the average velocity of impurity movement D, D_x, D_y, D_z – components of the exchange coefficient; k – coefficient determining the change in concentration due to the transformation of the impurity (reaction rate constant, provided that the destruction of the impurity occurs – a first-order reaction; if there is a complex chemical reaction in which the impurity participates, the last term will be a different entry).

When solving practical problems, the form of the equation is simplified. If the x -axis is oriented toward the average wind speed, then the value of the speed in the y -axis projection is zero $w_y = 0$.

Vertical displacements in the atmosphere over a homogeneous horizontal surface are small, so w_z can be assumed to be 0 if the impurity is light and has no intrinsic velocity. If a heavy impurity is considered, which gradually settles in the atmosphere under the influence of gravitational forces, then w_z is the deposition rate, which is included in the equation with a minus sign.

In the presence of wind, the term with D_x (diffusion along the x -axis) can be neglected, since in this direction the diffusive flux of the impurity is much smaller than the convective flux.

Changes in atmospheric concentrations over time are usually quasi-stationary and can therefore be accepted:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0 \quad (4.2)$$

So, the equation can be reduced to the following form:

in case of light impurity

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - w_x \frac{\partial C}{\partial x} - kC = 0 \quad (4.3)$$

In case of heavy impurities

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - w_x \frac{\partial C}{\partial x} - w_z \frac{\partial C}{\partial z} - kC = 0 \quad (4.3a)$$

When considering an inert impurity (for a substance that does not have a transformation $k = 0$), we obtain:

$$D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - w_x \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (4.4)$$

When predicting air pollution, the main thing is to determine the expected concentrations in the surface layer with a height relative to the soil surface $h = 1.5-2$ m. Studies have shown that in the surface layer of the atmosphere up to $z = h$, the turbulent diffusion coefficient increases proportionally to the height $D \sim z$, and the velocity is a logarithmic function of the height $w_x \sim \ln(z)$. At $z = 0$ (at the level of the earth's surface), we can take $D_z = D$, the molecular diffusion coefficient for air, as the limiting value.

The analytical solution of the convective diffusion equation can be written for the case when w_x and D are given by the constant functions of z ($w_x = w_{0x} - zn$; $D = D_{z1}$) for a light conservative impurity ($w_z = w_y = 0$, $k = 0$).

Ground concentration (at $z = 0$):

$$C = \frac{M}{2(n-1)D_z \sqrt{\pi D x^3}} \exp\left(\frac{w_x H^{1+n}}{(1+n)^3 D_z x} - \frac{y^2}{4Dx}\right) \quad (4.5)$$

where M is the emission of a substance from a source per unit time mg/s ; H is the height of the emission source, mm .

A characteristic feature of the distribution of the ground concentration of C along the x -axis is the presence of its maximum C_{\max} with a distance x_{\max} from the source.

In order to distribute the concentration of particulate matter in the air as a function of diameter, we represent the mass of particles as $M = \frac{\pi d^3}{6} \rho$.

Then (5) will take the form:

$$C = \frac{\pi d^3 \rho}{12(n-1)D_z \sqrt{\pi D x^3}} \exp\left(\frac{w_x H^{1+n}}{(1+n)^3 D_z x} - \frac{y^2}{4Dx}\right) \quad (4.6)$$

The results of calculating the distribution of the concentration of impurities PM_{10} and $\text{PM}_{2.5}$ from a single point source can be illustrated graphically (Fig. 5).

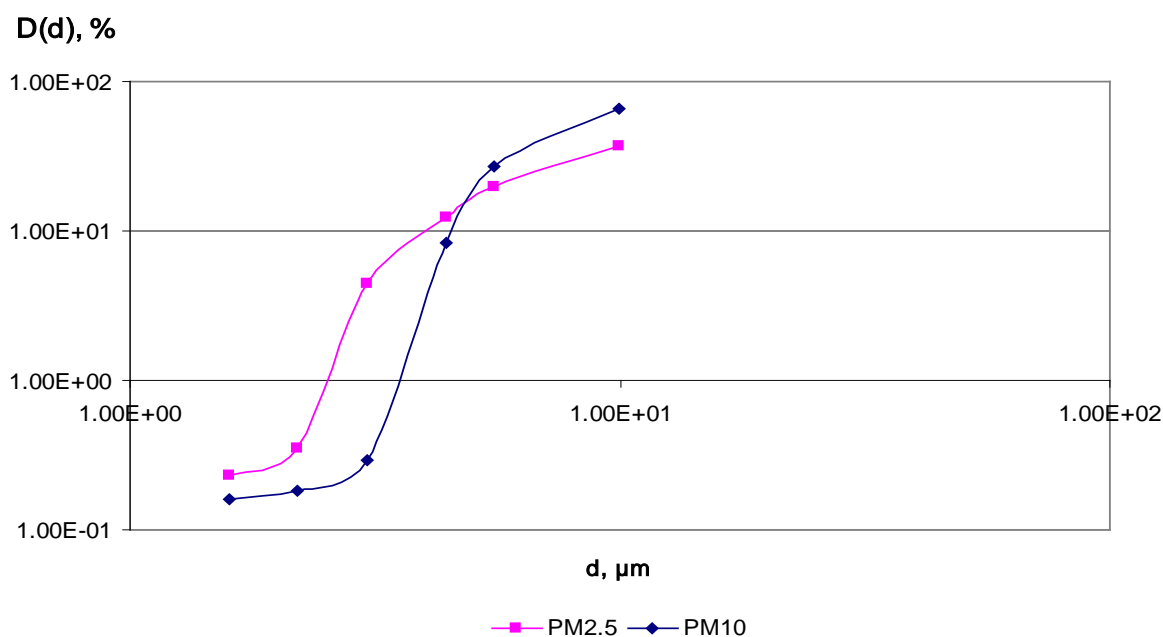


Fig. 5. Integral curves of distributions of particulate matter fractionated by size $\text{PM}_{2.5}$ and PM_{10} in the air of urbanized areas

Fig. 5 shows the dependence of the percentage of dust particles D (%) of the $\text{PM}_{2.5}$ and PM_{10} classes in the air of urbanized areas on the particle diameter. The following statistical parameters were calculated for the pre-existing data: Pearson's

criterion $\chi = 1 \cdot 10^{-5}$, standard deviation 0.2...0.001, statistical significance of the results $p < 0.005$.

Air quality standards in the european union and other countries

Compliance with air quality standards, especially in the winter season, is a challenge for many European cities. Many studies conducted in five countries of Central and Eastern Europe (Poland, Czech Republic, Bulgaria, Romania, Slovakia) have shown that the concentration of suspended dust PM₁₀ and PM_{2.5} measured in winter is on average twice as high as in summer. The highest level of fine dust PM_{2.5} pollution was observed in December (median concentration: 97 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, range of concentrations: 20-230 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), and in other winter months: in January (median concentration: 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, concentration range: 28-161 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, February (mean concentration: 71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, concentration range: 22-151 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and March (average concentration: 55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, range of values: 25-182 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. The fall months (October-November) were generally accompanied by lower dust concentrations (mean concentration in October was 47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) concentration range: 22-119 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, and in November - 43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentration range: 11-82 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), which was up to 90 % of the results for the entire measurement period (Table 2), and the period was 67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and 2.7 times higher than the permissible level.

According to the literature data on PM₁₀ concentrations in winter, the most polluted cities in Europe include: Katowice 63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Teplice 56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Budapest 54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Krakow 52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ and Prague 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. The situation was probably caused by a lower impact of anthropogenic emissions.

Coarse and fine dust fractions are present in the urban atmosphere, but they vary depending on the season and the main sources of ultrafine dust emissions. In Europe, the average participation rate of PM_{2.5} in PM₁₀ is 0.65 (range: 0.42 to 0.82) (Cesari et al., 2018).

Due to the high concentration of particulate matter in the air of Kostopil, the high values of the PM₁₀ to PM_{2.5} ratio obtained in our work correlate with studies

conducted by other authors in the field of atmospheric aerosol structure in different European cities. The participation of PM_{2.5} dust mass in relation to PM₁₀ in winter in cities with high environmental load (Katowice, Czestochowa, Zabrze) is 0.8. It is believed that the high share of the dust fraction PM_{2.5} in relation to PM₁₀ and the morbidity of urban residents are typical for the winter season, as it is an indicator of increased anthropogenic emissions, especially in areas where low emissions play a dominant role. Special meteorological conditions due to unfavorable ventilation conditions and characteristics of compact urban development can make this a natural and frequent phenomenon, especially during the winter inversion of extremely high concentrations of particulate matter, which are defined as "smog elements". For example, the maximum concentration of the PM₁₀ fraction occurred in winter. In 2016, in Zabrze, the emissions of ultrafine particulate matter from the industrial sector amounted to 778 µg/m³ and exceeded the permissible level by 15 times. In turn, in Krakow, on January 25, 2006, the concentration of PM₁₀ was 600 µg/m³ and exceeded the established permissible level by 12 times (Stafoggia et al., 2017).

In Kostopil, smog occurs most often in December, with the maximum concentration of particulate matter exceeding the permissible level by 6 times. The carcinogenic effect of dust is based on its mutagenic activity due to the content of heavy metals, PAHs and aromatic hydrocarbons and their derivatives, which are included in the concept called "active dust".

The study of biologically active properties of organic components of suspended dust particles has been confirmed by many authors. It is believed that suspended dust from the winter season has a mutagenic effect of 1.7 to 2.5 times that of dust collected in the summer season. The strong mutagenic effect of dust is undoubtedly affected by the presence of benzo(a) pyrene in its composition, which is 4-6 times higher than the normative values in winter. This fact is confirmed by the studies of other authors (Diapouli et al., 2017, who obtained high values with the mutagenicity and cytotoxicity factor in the amount of 1 m³ of air and dust taken for testing in the winter season in different cities of Poland (Sosnowiec, Wroclaw).

Studies in the field of environmental epidemiology confirm the high level of influence of air quality on the occurrence of health problems among urban residents. A high incidence of lung cancer was reported in both women and men in Sosnowiec, Chorzów, Ruda Śląska, Zabrze, Pobut, Dąbrowa Górnicza and Ochota County (Diapouli et AL., 2017).

Due to the poor air quality in Kostopil, which is expected to continue in the coming years, there is a further increase in the incidence of lung diseases in people exposed to high concentrations of dust for a long time. Similarly, a parallel is drawn between the presence of elevated concentrations of the ultrafine phase and the risk of lung cancer. These diseases are often recorded in the case of maximum concentrations of particulate matter per person for a period of up to 4 years shorter than the period of exposure to other pollutants. This scenario is very likely. This fact is also confirmed by the increase in the incidence of morbidity among the population exposed to this type of pollution. This may be due to the synergistic effect of the high concentration of airborne dust associated with the strong toxicity of related pollution.

Impact of polluted air on living organisms

Air pollution, in addition to directly harming human health, has a negative impact on flora and fauna, resulting in slower growth of green spaces, fewer plant and animal species, reduced soil fertility and lower quality of agricultural products.

The degree of atmospheric air pollution is a determining factor for the growth, development, productivity of plants and the ecological well-being of terrestrial ecosystems in general. When the content of certain components of the gas environment exceeds the critical level of adaptation and resilience, a stress response occurs and the functioning of the most sensitive components of the system is disrupted.

The main impacts of air pollutants on different levels of the ecosystem include the following Accumulation of pollutants in plants and other ecosystem components (soil, forest floor, surface and groundwater); disorders associated with contamination

of foodstuffs of herbivores (e.g., fluorosis); reduction of species diversity due to, among other things, changes in competition conditions; disruption of interconnections in communities and in the ecosystem as a whole; disruption of biochemical cycles; reduction of ecosystem stability and weakening of its ability to self-regulate.

The most dangerous substances for plants in polluted air are sulfur dioxide, fluorinated compounds and smog of all types. Excessive sulfur dioxide in the air causes tree leaves to darken, shrivel and fall off, and coniferous needles to turn dark red and then dry out.

Carbon monoxide, chlorine, and hydrochloric acid, as well as hydrocarbons such as benzene, anthracene, and benzo(a)pyrene, cause damage to green spaces.

Plants react differently to air pollution, with apple, birch, pear, and pine trees being the most vulnerable, and cherry, lilac, oak, etc. being more resistant.

The atmosphere has the ability to self-purify from pollutants. Air currents that carry pollution are purified when they encounter green spaces on their way.

The dynamics of emissions of harmful substances into the air is influenced by both economic processes in the region and measures aimed at improving air quality.

Air pollution in industrial cities leads to toxic poisoning, poor health and reduced ability to work, and worsens living conditions.

Air pollution increases the risk of diseases such as bronchial asthma, chronic bronchitis, obstructive bronchitis, etc., which in medical statistics are usually assessed by such nosological units as the incidence of respiratory diseases and the percentage of deaths due to respiratory diseases in the total mortality rate for the same period.

People living in polluted areas and near highways are more likely to suffer from upper respiratory diseases, cardiovascular diseases, and eye diseases.

Recent studies have shown that people who live less than 50 meters from a roadway are 12 % more likely to suffer from dementia (symptoms caused by brain

damage, which results in a person's memory and ability to plan and perform normal daily activities) than those who live far from roads.

Polluted air also impedes proper breathing. In people with respiratory diseases, the immune system is already stressed, making breathing problems worse.

Pollutants also have a negative impact on the heart – there is a link between a sharp increase in the concentration of nitrogen oxides in the atmosphere and the risk of heart attacks and other cardiac abnormalities.

Fine particles contained in dirty air can easily enter the human body. They can cause an increased formation of platelets, which are responsible for blood clotting. However, in the case of increased formation, they cause blood clots in blood vessels, which disrupts the normal flow of blood to the heart muscle and blood circulation in general, and increases blood pressure fluctuations throughout the day.

Harmful substances in the air often cause pathologies in newborns. They have a particularly harmful effect on the fetus in the first two trimesters of pregnancy, when the main processes of its development take place.

According to Y.S. Kushniruk, the dynamics of emissions into the atmosphere compared to mortality rates due to respiratory diseases shows that for the period from 1990 to 1999 the level of emissions in Rivne region decreased by 82 % with a trend of annual decrease by 10...30 %. Along with this, there is a decrease in the dynamics of mortality due to respiratory diseases, but the annual decrease does not exceed 10...20 %, and the overall decrease in mortality due to respiratory diseases over 10 years of observation with a 5.4-fold decrease in emissions is 2.05 times, i.e. 48.6 % compared to 1990.

Conclusions

The analysis of the state of atmospheric air pollution by PM10 and PM2.5 indicates an unfavorable environmental situation in Kostopil due to the emission and immigration of ultrafine particulate matter in the air of urbanized areas. During the measurement period, the state of the atmospheric air in Kostopil was monitored. A

mathematical model of the process of dynamics of changes in concentrations in the air of urbanized areas was built and integrated curves of the distribution of particulate matter depending on the diameter were obtained. The curves of dust fraction distributions depending on the aerodynamic diameter of dust particles were constructed.

The predominant share of fine dust fraction in the total mass of particulate matter in the air of Kostopil and other industrial cities in Europe proves the high level of anthropogenic emissions associated with fuel combustion at thermal power plants and metallurgical enterprises. This makes it necessary to take the necessary actions to restore air quality standards that do not pose health risks to the population exposed to ultrafine particulate matter.

To reduce the emission of ultrafine particles into the environment, it is necessary to:

- comply with the standards of maximum permissible emissions of pollutants from stationary sources, which are set out in the air emission permit;
- to conduct strict control and penalize enterprises for exceeding the GWP standards;
- conduct regular inspections of gas treatment facilities;
- replace outdated equipment with new, more efficient ones;
- to carry out equipment repairs in a timely manner;
- implement energy-saving technologies.

References

- Brunekreef, B., Künzli, N., Pekkanen, J., Annesi-Maesano, I., Forsberg, B., Sigsgaard, T., ... & Harrison, R.M. (2015). Clean air in Europe: beyond the horizon?
- Cesari, D., De Benedetto, G. E., Bonasoni, P., Busetto, M., Dinoi, A., Merico, E., ... & Contini, D. (2018). Seasonal variation of PM_{2.5} and PM₁₀ composition and

- source in an urban background site in Southern Italy. *Science of the Total Environment*, 612, 202-213.
- Diapouli, E., Manousakas, M., Vratolis, S., Vasilatou, V., Maggos, T., Saraga, D., ... & Eleftheriadis, K. (2017). Evolution of air pollution source contributions over decade derived by PM10 and PM2.5 source apportionment in two metropolitan urban areas in Greece. *Atmospheric Environment*, 164, 416-430.
- Diapouli, E., Manousakas, M., Vratolis, S., Vasilatou, V., Maggos, T., Saraga, D., ... & Eleftheriadis, K. (2017). Evolution of air pollution source contributions over decade derived by PM10 and PM2.5 source apportionment in two metropolitan urban areas in Greece. *Atmospheric Environment*, 164, 416-430.
- Gao, Z. F., Long, H. M., Dai, B., & Gao, X. P. (2019). Investigation of reducing particulate matter (PM) and heavy metals pollution by adding a novel additive from metallurgical dust (MD) during coal combustion. *Journal of hazardous materials*, 373, 335-346.
- Haniabadi, Y. O., Goudarzi, G., Daryanoosh, S. M., Borgini, A., Tittarelli, A., & De Marco, A. (2017). Exposure to PM10, NO2, and O3 and effects on human health. *Environmental science and pollution research*, 24(3), 2781-2789.
- Jodeh, S., Hasan, A. R., Amarah, J., Judeh, F., Salghi, R., Lgaz, H., & Jodeh, W. (2018). External and internal quality of analytical analysis for Nablus city in Palestine: recurrent trends of PM 10, PM 5.0, PM 2.5, and PM 1.0 respondents. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 11(2), 229-237.
- Kuerban, M., Waili, Y., Fan, F., Liu, Y., Qin, W., Dore, A. J., ... & Zhang, F. (2020). Spatio-temporal patterns of air pollution in China from 2015 to 2018 and implications for health risks. *Environmental Pollution*, 258, 113659.
- Lesiak, K., & Brzezański, M. (2017). The concept of a touring system for folding tools used in the underground state. *Combustion Engines*, 56.
- Lu, X., Lin, C., Li, W., Chen, Y., Huang, Y., Fung, J. C., & Lau, A. K. (2019). Analysis of the adverse health effects of PM2.5 from 2001 to 2017 in China

- and the role of urbanization in aggravating the health burden. *Science of the Total Environment*, 652, 683-695.
- Maciejewska, K. (2020). Short-term impact of PM_{2.5}, PM₁₀, and PM_c on mortality and morbidity in the agglomeration of Warsaw, Poland. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 13(6), 659-672.
- Marzouni, M. B., Moradi, M., Zarasvandi, A., Akbaripoor, S., Hassanvand, M. S., Neisi, A., ... & Barari, K. (2017). Health benefits of PM₁₀ reduction in Iran. *International journal of biometeorology*, 61(8), 1389-1401.
- Molnár, V. É., et al. (2020). Use meters that are biological indicators for air strip cleanup based on the composition of the action of Proxy Measure (APTI), Dust Amount and Elemental Concentration of Metals. *Plants*, 9(12), 1743.
- Moreno, T., Trechera, P., Querol, X., Lah, R., Johnson, D., Wrana, A., & Williamson, B. (2019). Trace element fractionation between PM₁₀ and PM_{2.5} in coal mine dust: Implications for occupational respiratory health. *International Journal of Coal Geology*, 203, 52-59.
- Nieto, P. G., Lasheras, F. S., Garcia-Gonzalo, E., & de Cos Juez, F. J. (2018). PM₁₀ concentration forecasting in the metropolitan area of Oviedo (Northern Spain) using models based on SVM, MLP, VARMA and ARIMA: A case study. *Science of the Total Environment*, 621, 753-761.
- Sabadash, V., Gumnitsky, J., & Lyuta, O. (2020). Combined Adsorption of Copper and Chromium Cations by Clinoptilolite of Sokyrnytsya Deposit. *Journal Ecol. Eng.*, 21(5), 42-46.
- Saxena, M., Sharma, A., Sen, A., Saxena, P., Mandal, T. K., Sharma, S. K., & Sharma, C. (2017). Indoor soluble inorganic species of PM₁₀ and PM_{2.5} at an urban site of Delhi, India: seasonal variability and sources. *Atmospheric Research*, 184, 112-125.
- Stafoggia, M., Schwartz, J., Badaloni, C., Bellander, T., Alessandrini, E., Cattani, G., ... & Kloog, I. (2017). Estimation of daily PM₁₀ concentrations in Italy (2006-

2012) using finely resolved satellite data, land use variables and meteorology. *Environment international*, 99, 234-244.

Trehera, P., Moreno, T., Cordoba, P., Moreno, N., Zhuang, H., Li, B., ... & Querol, X. (2021). A thorough assessment of potential British baggies in Austrian countries. *International Journal of Coal Geology*, 235, 103677.

Trusz, A., Ghazal, H., & Piekarska, K. (2020). Seasonal variability of chemical composition and mutagenic effect of organic PM_{2.5} pollutants combined in the urban area of Wrocław (Poland). *Science of the Total Environment*, 733, 138911.

Yin, H., & Xu, L. (2018). Comparative study of PM₁₀/PM_{2.5}-bound PAHs in downtown Beijing, China: concentrations, sources, and health risks. *Journal of Cleaner Production*, 177, 674-683.

ЗАСТОСУВАННЯ МІКРОВОДОРОСТЕЙ В ТЕХНОЛОГІЯХ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Дячок В.В., Національний університет «Львівська політехніка», д.т.н.,
професор кафедри ЕЗП, Україна

Мандрик С.Т., Національний університет «Львівська політехніка», аспірант
кафедри ЕЗП, Україна

Abstract

The results of experimental studies on the use of the *Chlorella* type microalgae for the wastewater treatment are presented. The influence of the main atmospheric pollutants in particular anions HSO_3^- , NO_3^- , H_2PO_4^- , on the dynamics of wastewater treatment has been established. Analytical dependences of microalgae biomass growth rate depending on anions concentration HSO_3^- , NO_3^- , H_2PO_4^- , are obtained. The values of biomass growth coefficients at the corresponding anions concentrations are determined. On the basis of the obtained experimental research results, mathematical models have been constructed that allow to predict the maximum values of anions concentrations at which effective wastewater treatment by chlorophyllsynthesizing microalgae is possible. The technological scheme of wastewater treatment and the mechanism of the obtained application biomass are proposed.

Вступ

Глобальне техногенне навантаження викликає значне забруднення навколишнього середовища, яке пов'язане з розширенням масштабів виробництва та недосконалістю технологій, які використовуються. Особливо це стосується викидів в гідросферу. В даний час перспективним методом очищення стічних вод є біологічне (Minillo, Godoy & Fonseca, 2013; Cheng, Li, Yuan & Zhao, 2020). При цьому необхідною умовою є барботування повітрям

або перемішування для збагачення стічних вод вуглекислим газом, який мікроводорості поглинають для своєї життєдіяльності, та виділяють кисень в навколишнє середовище (Wang, Zhao & Zhang, 2012).

Проблемою нинішньої системи біологічного очищення стічних вод в аеротенках є колосальні витрати кисню на бактеріальні процеси деструкції органічних та мінеральних речовин в стічних водах, а вуглекислий газ (CO₂), як продукт життєдіяльності бактерій, виділяється в повітря, тобто сьогоденні існуючі очисні споруди є споживачами кисню та забруднювачами повітря вуглекислим газом (CO₂). Слід також зазначити, що біологічна особливість бактерій полягає в тому, що вони вузько спеціалізовані, тобто немає одного виду бактерій, який міг би очистити весь спектр забруднюючих речовин, що знаходяться в стічних водах (Dyachok & Mandryk, 2018; Dyachok, Mandryk, Katysheva & Huhlych, 2019; Dyachok, Huhlych, Yatchyshyn, Zaporochets & Katysheva, 2017).

Дана технологія передбачає спосіб очищення стічних вод з різною концентрацією забруднюючих речовин за допомогою певного штаму мікроводоростей (Dyachok, Mandryk & Huhlych, 2019). Екологічно це виправдано тим, що для своєї життєдіяльності мікроводорості споживають вуглекислий газ (CO₂) та виділяють кисень. Еволюційно мікроводорості знаходяться на вищому ступені розвитку в порівнянні з бактеріями, і тому багато їх видів є універсальними споживачами багатьох органічних та мінеральних речовин, які є забруднювачами стічних вод.

За допомогою штаму мікроводоростей типу *Chlorella* досягається високий ступінь біологічного очищення від хімічних забруднювачів. Накопичена в такий спосіб біомаса може бути використана, як органічне «зелене» добриво або перероблене біометанізацією в газ метан. Для використання цього штаму мікроводоростей не потрібно реорганізації або капітального будівництва нових очисних споруд (Assunção et al., 2017; Царенко, Борисова та Блюм, 2011).

В літературі міститься мало даних про вплив аніонів HSO_3^- , NO_3^- та H_2PO_4^- , на динаміку очищення стічних вод хлорофілсинтезуючими мікроводоростями. Тому важливим є дослідження впливу концентрацій вказаних аніонів на динаміку очищення стічних вод (Peshuk, Simonova & Shtyk, 2022).

Метою даного розділу є встановлення критичних або гранично допустимих концентрацій аніонів HSO_3^- , NO_3^- та H_2PO_4^- у стічних водах, за яких можливе культивування мікроводоростей типу *Chlorella*.

Основний текст

При виконанні експериментальних досліджень об'єктом спостереження була культура зелених мікроводоростей *Chlorella*. Для цього культуру мікроводоростей *Chlorella* вносили у стічні води, які містили аніони HSO_3^- , NO_3^- та H_2PO_4^- . Живильні речовини – вуглекислий газ та елементи мінерального живлення клітини мікроводорості отримують безпосередньо з навколишнього рідинного середовища, засвоюючи їх всією своєю поверхнею. Так, як аніони HSO_3^- , NO_3^- та H_2PO_4^- засвоюється мікроводоростями, тому їх вплив на приріст хлорофілсинтезуючих мікроводоростей вивчали за різних значень концентрацій відповідних аніонів.

Для дослідження впливу аніони HSO_3^- на приріст хлорофілсинтезуючих мікроводоростей досліджувані значення концентрація аніону H_2PO_4^- зазначені на рис. 1. Для дослідження впливу аніону NO_3^- і H_2PO_4^- на приріст хлорофілсинтезуючих мікроводоростей значення концентрація аніону зазначені на рис. 3 та рис. 5. Обов'язковим елементом дослідження є відповідний контрольний розчин, який не містив відповідних аніонів у трьох експериментальних варіантах. Слід також відзначити, що умови експерименту передбачали наявність природнього освітлення та температури 30 ± 5 °C.

Приріст біомаси хлорофілсинтезуючих мікроводоростей, за таких умов визначали фотоколориметричним методом з використанням синього світлофільтра згідно закону Бугера-Ламберта-Бера. Оскільки оптичне

поглинання світла за даної довжини хвилі пропорційне приросту мікроводоростей, одержані експериментальні дані накопичення біомаси мікроводоростей в залежності від часу в межах досліджуваних концентрацій аніонів HSO_3^- , NO_3^- та H_2PO_4^- пропорційні значенням оптичних густин. Вимір оптичної густини досліджуваних розчинів та контрольних зразків виконували відносно розчину порівняння, у нашому випадку розчином порівняння була вода.

Обробка експериментальних даних дозволила отримати графічні залежності, що ілюструють зміну концентрації мікроводоростей в часі за різних значень аніону HSO_3^- в розчині при одноразовому його введенні (рис. 1). Отримані дані свідчать про те, що наявність у стічних водах аніону HSO_3^- суттєво впливає на приріст біомаси клітин мікроводоростей у порівнянні з контролем. За умови збільшення концентрацій аніону HSO_3^- у стічній воді приріст біомаси мікроводоростей зменшується. У контрольному зразку, натомість, спостерігається її стабільне зростання. Тому, доцільним є припущення, що наявність аніону HSO_3^- починаючи з концентрацій 0,001 мг/мл і вище в умовах експерименту має місце пригнічення процесу очищення стічних вод за допомогою хлорофілсинтезуючих мікроводоростей типу *Chlorella*.

Детальніший аналіз даних на рис. 1 дозволяє стверджувати, що зміна чисельності клітин мікроводоростей за одиницю часу в умовах експерименту визначається кількістю народжених та відмерлих клітин. Кількісно цей процес можна описати відомим рівнянням, яке в координатах $\ln \frac{C}{C_0} = f(t)$, дозволяє визначати коефіцієнт приросту μ .

Коефіцієнт приросту може бути $\mu > 0$, за умови дії певного значення концентрації інгібітору (аніон HSO_3^-) фотосинтезу може набувати від'ємного значення $\mu < 0$, а також бути рівним нулю. Експериментальні дані досліджень

(рис. 1), в координатах $\ln \frac{C}{C_0} = f(t)$, графічно представлені прямими на рис. 2.

За значень концентрацій аніону HSO_3^- в стічній воді 0,001 мг/мл; 0,002 мг/мл; 0,003 мг/мл; 0,004 мг/мл, коефіцієнти приросту є меншими нуля $\mu < 0$. Числові значення коефіцієнтів відповідно становлять: $\mu_4 = -0,0563 \text{ д}^{-1}$; $\mu_5 = -0,0543 \text{ д}^{-1}$; $\mu_6 = -0,0537 \text{ д}^{-1}$; $\mu_7 = -0,0406 \text{ д}^{-1}$. Таким чином інгібуючі властивості аніону HSO_3^- за приведених значень концентрацій очевидні.

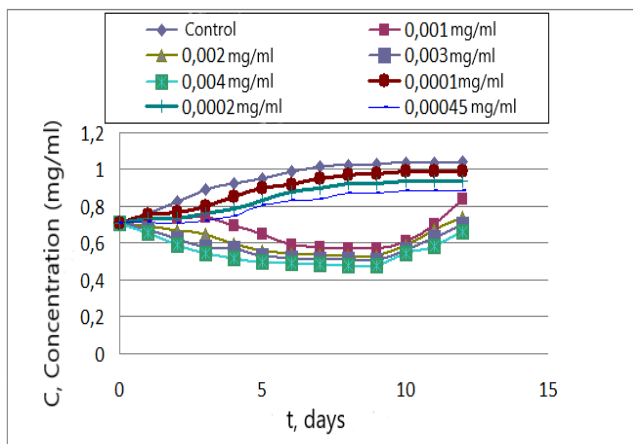


Рис. 1. Зміна концентрації клітин мікрободоростей в часі за відповідних значеннях концентрацій аніону HSO_3^-

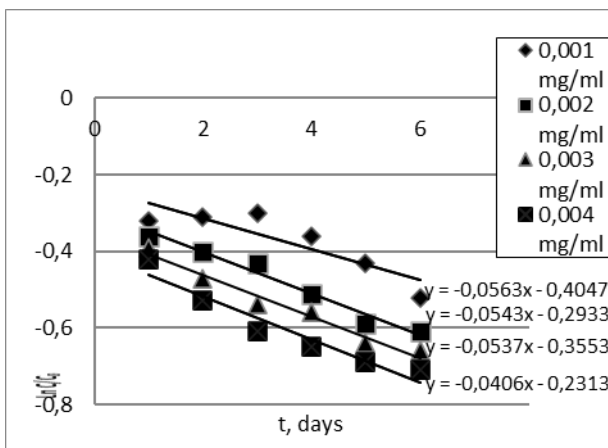


Рис. 2. Залежність зміни логарифму концентрації клітин мікрободоростей від часу за відповідних концентрацій аніону HSO_3^-

В подальшому нами вивчався вплив аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- на динаміку приросту мікрободоростей. На основі результатів експериментальних даних та розрахункових величин було отримано графічні залежності зміни концентрації клітин мікрободоростей від часу при відповідних концентрацій аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- в стічних водах за умов їх одноразового введення рис. 3 та 5. Аналізуючи дані (рис. 3, 5) слід зазначити, що приріст біомаси клітин мікрободоростей з плином часу також суттєво залежить від концентрації аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- в порівнянні з контролем, де відсутні аніони NO_3^- та H_2PO_4^- . Із зростанням концентрації аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- збільшується приріст клітин мікрободоростей в порівнянні з контролем. Такий приріст значень концентрацій мікрободоростей, лише до певного значення концентрації наявних аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- . Як видно на рис. 3 за концентрації аніону NO_3^- 68 мг/мл (4 проба) на другий день поводить себе так само як інші, тобто має

місце фаза пристосовання до двох діб, з третьої доби починається незначний ріст, який на 5-ту добу є вищий ніж у контрольній пробі, проте з шостої доби спостерігається спад і наступні п'ять діб спостерігається зменшення приросту. За більших вищих значення концентрацій аніону NO_3^- має місце відмирання мікрободоростей в порівнянні з контролем.

Значення коефіцієнтів приросту – μ знаходили аналогічно, за цією ж методологією і вони відповідно становили: $0,075 \text{ c}^{-1}$; $0,076 \text{ c}^{-1}$; $0,077 \text{ c}^{-1}$.

Щодо аніону H_2PO_4^- спостерігається аналогічна картина, лише за інших значень концентрацій. Як бачимо (рис. 5), що п'ята проба, де концентрація становить $0,1 \text{ мг/м}^3$ спостерігається від'ємний приріст біомаси мікрободоростей.

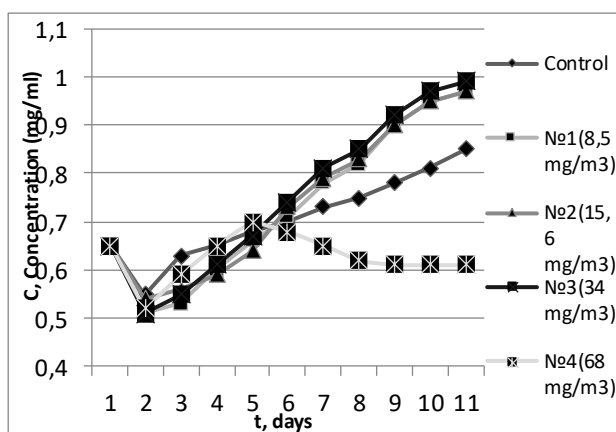


Рис. 3. Залежність зміни концентрації клітин мікрободоростей в часі (за відповідних концентрацій аніону NO_3^-)

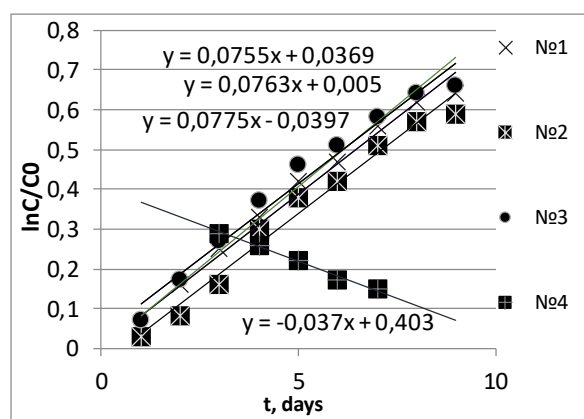


Рис. 4. Залежність зміни логарифму концентрації суспензії клітин мікрободоростей від часу (за відповідних концентрацій аніону NO_3^-)

Це говорить про те, що дана концентрація аніону H_2PO_4^- має згубний вплив на приріст мікрободоростей. Водночас за менших значень концентрацій аніону H_2PO_4^- спостерігається збільшення біомаси клітин мікрободоростей в порівннні з контролем. Основний параметр – це значення коефіцієнтів приросту – μ визначали за представленою методологією рис. 6.

Для аналітичного розрахунку оптимальних значень концентрацій аніонів у стічних водах які підлягають очищенню із залученням хлорофілсинтезуючих

мікродоростей, побудовану математичну модель приросту біомаси мікродоростей в залежності від концентрації відповідних аніонів, яка має вигляд (Dyachok et al., 2019);

$$\begin{cases} \frac{dC}{dx} = \mu_1 C - \mu_2 C \\ \frac{dC}{dx} = \mu_1 C; \\ x = 0, C = C_o; \end{cases} \quad (1)$$

де, x – концентрація аніонів HSO_3^- , NO_3^- та H_2PO_4^- ;

μ_1 , μ_2 – коефіцієнти приросту за сприятливих та несприятливих значень концентрації аніонів HSO_3^- , NO_3^- та H_2PO_4^- ;

C - біжуча концентрація мікродоростей у середовищі культивування.

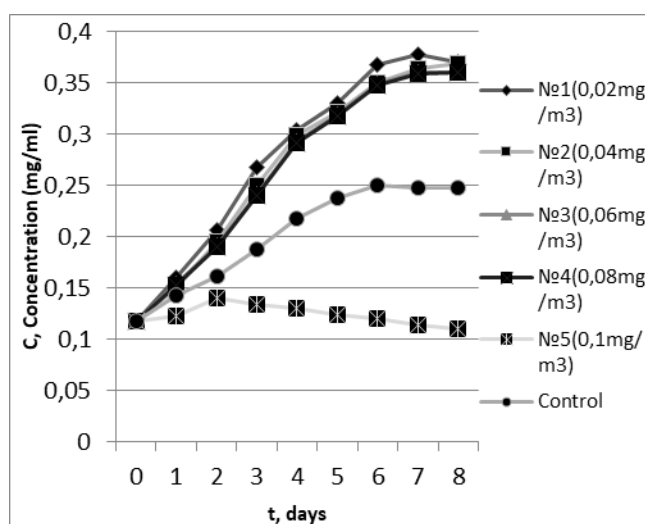


Рис. 5. Залежність зміни концентрації клітин мікродоростей в часі (за відповідних концентрацій аніону H_2PO_4^-)

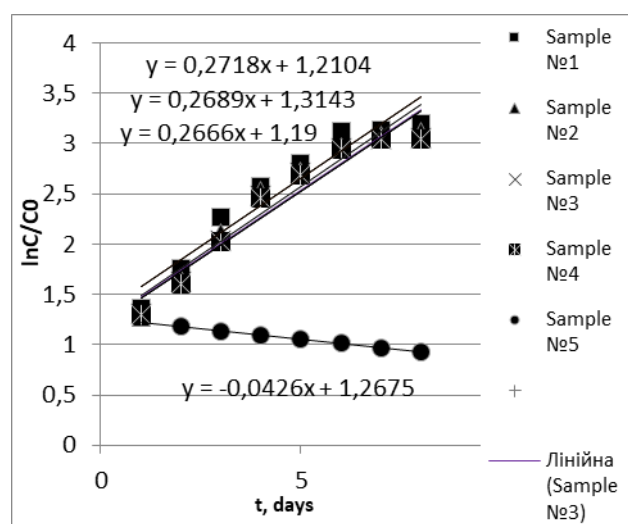


Рис. 6. Залежність зміни логарифму концентрації суспензії клітин мікродоростей від часу (за відповідних концентрацій аніону H_2PO_4^-)

Рішення математичної моделі має декілька аналітичних виразів, одне із них дозволяє розраховувати критичні значення концентрацій відповідних аніонів за відомими значеннями коефіцієнтів приросту – μ ;

$$x_{\max} = \frac{\ln \mu_2 - \ln \mu_1}{(\mu_1 + \mu_2)}; \quad (2)$$

Використовуючи дані математичної обробки результатів експериментальних досліджень приросту біомаси мікробіодоростей обчислені відповідні значення коефіцієнтів приросту μ_1 , μ_2 . Після підстановки отриманих значень для аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- у рівняння (2) розраховуємо оптимальне значення концентрації аніону NO_3^- середовищі культивування.

$$x_{\max} = \frac{\ln \mu_2 - \ln \mu_1}{(\mu_1 + \mu_2)} = \frac{\ln(-0,037) - \ln 0,076}{(0,076 - 0,037)} = 18,46 \text{ мг/м}^3; \quad (3)$$

Аналогічно за допомогою рівняння (2) розраховуємо оптимальне значення концентрації аніону H_2PO_4^- у середовищі культивування:

$$x_{\max} = \frac{\ln k_2 - \ln k_1}{(k_1 + k_2)} = \frac{\ln(-0,0426) - \ln 0,2425}{(0,2425 - 0,0426)} = 0,061 \text{ мг/м}^3; \quad (4)$$

Згідно рівнянь 3 і 4 визначена концентрація аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- за якої досягається максимальне значення приросту концентрації біомаси мікробіодоростей в середовищі культивування. Для перевірки адекватності математичної моделі та отриманого її рішення будемо графіки залежності концентрації аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- від коефіцієнту приросту μ .

З рис. 7 та рис. 8 видно, що максимальний приріст концентрації мікробіодоростей досягається за концентрації аніону $\text{NO}_3^- \approx 18 \text{ мг/м}^3$ та концентрації аніону $\text{H}_2\text{PO}_4^- \approx 0,06 \text{ мг/м}^3$.

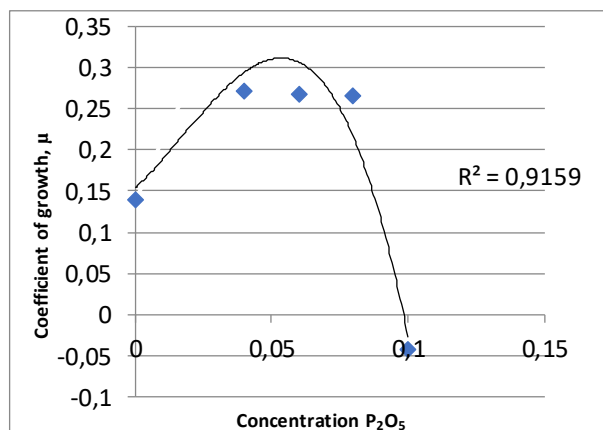


Рис. 7. Залежність коефіцієнту приросту мікродоростей μ від концентрації аніонів H_2PO_4^-

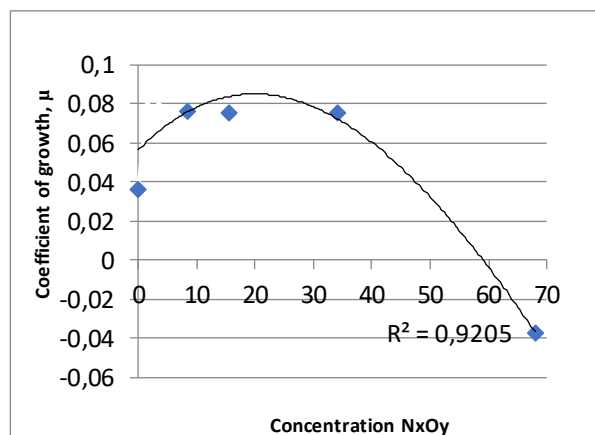


Рис. 8. Залежність коефіцієнту приросту мікродоростей μ від концентрації аніонів NO_3^-

Це свідчить про те, що математична модель доволі точно описує перебіг досліджуваного процесу, а отримані рішення дозволять прогнозувати обладнання для здійснення технології очищення стічних вод за умови присутності аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- .

На рис. 9 представлена схема очистки стічних вод за допомогою мікродоростей типу *Chlorella*. Схема складається із біоплівкового реактора з рухомим шаром насадки для барботування повітрям 1, і відкритої ставка для вирощування мікродоростей в якості біологічного реактора 2. Стічні води після процесу з активним мулом 3, потрапляють у ємкість 8, де відбувається культивування мікродоростей типу *Chlorella*. Осад стічних вод потрапляє у вторинний відстійник 4, а звідти осад вторинного відстійника 5 потрапляє на гідротермічне скраплення або анаеробне зброджування 9. Оскільки для культивування мікродоростей необхідний CO_2 , виникає можливість використовувати його емісію на підприємствах інших галузей промисловості (наприклад, електростанції), знижуючи викид в атмосферу.

Отже CO_2 , P_2O_5 та N_xO_y з інших систем 11 потрапляють у ємкість 8 для культивування мікродоростей. Отже CO_2 , P_2O_5 та N_xO_y з інших систем

11 потрапляють у ємкість 8 для культивування мікроводоростей. З ємкості 8 біомаса мікроводоростей потрапляє у ємкість 6, звідки потрапляє у ємкість 9 на гідротермічне скраплення або анаеробне зброджування, або ємкість 7 де з неї виготовляється органічне «зелене» добриво. З ємкості 9 біогени і CO_2 потрапляють у ємкість 10, а з неї знову у ємкість культивування мікроводоростей 8. Все інше після гідротермічного скраплення або анаеробного зброджування 9 перетворюється теж на добрива 14, протеїнові або харчові добавки 13, поліпшувач ґрунту 15, та біопаливо 16.

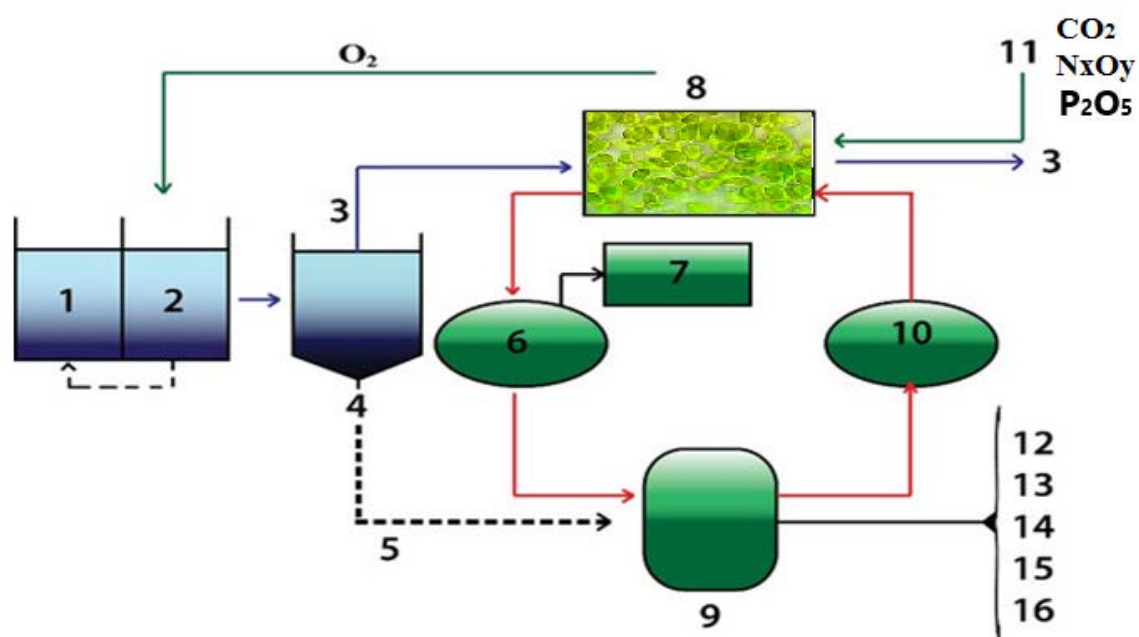


Рис. 9. Комбінована схема очищення стічних вод за участі мікроводоростей *Chlorella*

- 1 – аноксидна зона; 2 – оксидна зона; 3 – стічні води після процесу з активним мулом;
 4 – вторинний відстійник; 5 – осад вторинного відстійника; 6 – біомаса водоростей;
 7 – біопластик; 8 – культивування мікроводоростей типу *Chlorella*;
 9 – гідротермічне скраплення або анаеробне зброджування; 10 – біогени і CO_2 ; 11 – CO_2 ,
 P_2O_5 та N_xO_y з інших систем; 12 – біовугілля; 13 – протеїнові/харчові добавки;
 14 – добрива; 15 – поліпшувач ґрунту; 16 – біопаливо

Висновки

1. В роботі показана ефективність застосування мікродорості *Chlorella*, як найбільш економічний варіант очищення стічних вод, які в свою чергу представляються перспективним субстратом для виробництва біопалива, оскільки отримання біомаси створює можливість виробництва енергії.

2. Для успішної роботи даної очисної установки встановлено граничні значення концентрацій аніонів HSO_3^- , NO_3^- та H_2PO_4^- .

3. На основі отриманих експериментальних результатів дослідження побудовано математичні моделі, які дозволяють прогнозувати максимальні значення концентрацій аніонів NO_3^- та H_2PO_4^- за яких можливе ефективне очищення стічних вод хлорофілсинтезуючими мікродоростями.

4. Запропоновано схему очищення стічних вод за допомогою хлорофілсинтезуючих мікродоростей *Chlorella*. Використання мікродоростей типу *Chlorella* для очищення стічних вод створює нові можливості підвищення екологічної безпеки методом проектування та побудови надійної системи охорони навколишнього середовища.

Список літератури

- Assunção, J., Batista, A. P., Manoel, J., da Silva, T. L., Marques, P., Reis, A., & Gouveia, L. (2017). CO₂ utilization in the production of biomass and biocompounds by three different microalgae. *Engineering in Life Sciences*, 17(10), 1126-1135.
- Cheng, D., Li, X., Yuan, Y., & Zhao, Q. (2020). Kinetic model for effects of simulated flue gas onto growth profiles of *Chlorella* sp. AE10 and *Chlorella* sp. Cv. *Biotechnology and Applied Biochemistry*, 67(5), 783-789.
- Dyachok, V. V., & Mandryk, S. T. (2018). Investigation of the influence of nitrogen oxides to increase chlorophyll synthesizing microalgae in aquatic environment. *Published in the collection of materials of the VIII International Youth Scientific Forum "Litteris et artibus"*, Lviv, Ukraine, 45, (pp. 282-283).

- Dyachok, V. V., Mandryk, S., Katysheva, V., & Huhlych, S. (2019). Effect of fuel combustion products on carbon dioxide uptake dynamics of chlorophyll synthesizing microalgae. *Journal of Ecological Engineering*, 20(6).
- Dyachok, V., Huhlych, S., Yatchyshyn, Y., Zaporochets, Y., & Katysheva, V. (2017). About the problem of biological processes complicated by mass transfer. *Chemistry & chemical technology*, 11(1), 111-116.
- Dyachok, V., Mandryk, S., & Huhlych, S. (2019). Activator of carbon dioxide absorption by chlorophyll-synthesizing microalgae. *Environmental problems*, 4(2), 63-67.
- Minillo, A., Godoy, H. C., & Fonseca, G. G. (2013). Growth performance of microalgae exposed to CO₂. *Journal of Clean Energy Technologies*, 1(2), 110-114.
- Peshuk, L., Simonova, I., & Shtyk, I. (2022). Modern trend-health products with microalgae. *Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnologies. Series: Food Technologies*, 24(97), 52-59.
- Wang, L., Zhao, B., & Zhang, Y. (2012). Prediction of energy microalgae production under flue gas using response surface methodology. *Energy Procedia*, 16, 1066-1071.
- Царенко, П., Борисова, О., & Блюм, Я. (2011). Мікробіодорості як об'єкт біоенергетики: види колекції IBASU-A-перспективні продуценти біомаси як джерела сировини для біопалива. *Вісник Національної академії наук України*, (5), 49-54.

Наукове online-видання

ВОДОПОСТАЧАННЯ І ВОДОВІДВЕДЕННЯ:
ПРОЕКТУВАННЯ, БУДІВНИЦТВО, ЕКСПЛУАТАЦІЯ, МОНІТОРИНГ.

*Water Supply and Wastewater Disposal:
designing, construction, operation and monitoring.*

Колективна монографія
Collective monograph

Директор наукового департаменту
ГО «Міжнародна наукова гільдія»

Олена Тімашева

Технічний редактор Online-видання

Ліє Гудзик

Художній редактор Online-видання
Укладач

Яніна Яроченко
Н. Вронська

Цитування:

Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг : колективна монографія / за ред. проф. Мальованого М. С. — Електрон. дан. — Київ : Яроченко Я. В., 2023. — 342 с. : рис., табл. — on-line. = *Water Supply and Wastewater Disposal: designing, construction, operation and monitoring : collective monograph / the scientific editorship of Professor Myroslav Malyovanyu — Eelectron. Data* — Kyiv : Ya.Yarochenko, 2023. — 342 p. : illustrations, tables, photographs — on-line.

Режим доступу: <https://liegudzyk.com/vodopostachannya-i-vodovidvedennya-collective-monograph-2023>



Видавець: Яроченко Яніна Володимирівна
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК 6692 від 21.03.2019
lie.gudzyk@gmail.com / +38 093 923 1410 / Viber & Telegram
Lie Gudzyk Studio® / <https://liegudzyk.com/online-publishing>

