

**МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
УКРАЇНИ**

**НАУКОВО-ДОСЛІДНА УСТАНОВА
«УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ
ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ»**

XX МІЖНАРОДНА НАУКОВО-ПРАКТИЧНА КОНФЕРЕНЦІЯ

**ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА:
ПРОБЛЕМИ І ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ**

ЗБІРНИК НАУКОВИХ СТАТЕЙ

19-20 вересня 2024 р.
м. Харків, Україна

Харків 2024

УДК 502.58:504.064.4

Електронний примірник.

Розміщено на офіційному сайті згідно рішення Вченої ради УКРНДІЕП

Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей
XX Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків,
19-20 вересня 2024 р.) / УКРНДІЕП., 2024. — 446 с.

У збірнику наукових статей висвітлено проблеми, що пов'язані з регіональною екологією, охороною атмосферного повітря та водних об'єктів, переробкою промислових та побутових відходів, моніторингом навколишнього природного середовища, радіоекологічною безпекою та екологічно чистими енергозберігаючими технологіями.

Збірник розраховано на вчених та спеціалістів академічних та галузевих науково-дослідних і проектних інститутів, керівників підприємств різних форм власності, організацій МОЗ України, представників департаментів екоресурсів обласних та міських державних адміністрацій та екологічних інспекцій, управлінь з питань надзвичайних ситуацій, органів державної виконавчої влади та місцевого самоврядування і громадських організацій.

Статті надруковано за авторською редакцією.

© Укладач Науково-дослідна установа
«Український науково-дослідний
інститут екологічних проблем»
(УКРНДІЕП), 2024

ЗМІСТ

Гриценко А. В., Васенко О. Г., Карлюк А. А., Черба О. В.	10
Формування національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у період дії воєнного стану	
Гриценко А. В., Маркіна Н. К., Михайленко В. Г.	16
Обґрунтування водоохоронних заходів для забезпечення екологічно прийнятних умов експлуатації накопичувача шахтних вод в балці Свистунова	
Авдієнко І.А., Юрченко В.О.	24
Розрахунок утворення закису азоту в процесі біологічної очистки стічних вод	
Адамова Г. В., Пісня Л. А.	27
Кібербезпека в системі «автомобіль-дорога-середовище»: виклики, ризики та заходи захисту	
Андронов В. А., Данченко Ю. М.	33
Екологічна безпека полігонів токсичних відходів в зоні бойових дій Харківського регіону	
Аніщенко Л. Я., Свердлов Б. С., Сорокін М. В., Железняк М. Й.	38
Оцінка впливу планованої реконструкції глибоководного суднового ходу Дунай – Чорне море на гідрологічний режим основних рукавів Кілійської дельти	
Антощенков Р. В., Галич І. В., Черепньов І. А., Адамова Г. В.	53
Аналіз досліджень впливу сільськогосподарської механізації на довкілля, здоров'я операторів та агропродукцію	
Бабіч О. В., Білоус В. Б., Какуня С. О.	60
Руйнування конструкційних трубопроводів в системі водопостачання (аналітичний огляд)	
Бєлоконь К. В., Мальований М. С., Проскурнін О. А., Цапко Н. С., Комариста Б. М.	66
Оптимальне розміщення пунктів контролю за станом атмосферного повітря у мегаполісах	
Борисенко О. М., Логвінков С. М., Шабанова Г. М., Іщенко А. М., Ареф`єв В. О.	69
Екологічні аспекти експлуатації обертових цементних печей	

Брук В. В., Заблоцька В. В., Черба О. В.	73
Комплексна оцінка забруднення поверхневих вод на регіональному рівні	
Варламов Є. М., Квасов В. А., Гутков Г. В., Палагута О. А.	81
Питання розвитку системи моніторингу атмосферного повітря агломерації м. Харків	
Васенко О. Г., Ігнатенко М. Я., Божко Т. В.	87
Наслідки антропогенного навантаження на водні екосистеми у період військових дій та роль біологічної меліорації у відновленні водних об'єктів України	
Васенко О. Г., Черба О. В.	91
Вплив бойових дій на довкілля України. Хімічне забруднення	
Васютинська К.А., Барбашев С.В.	99
Напрями модернізації системи екологічної безпеки із врахуванням регіональних особливостей	
Вітько В. І., Хабарова Г. В.	107
Оцінювання забруднення атмосферного повітря радіаційними та хімічними речовинами під час воєнного стану в Україні за допомогою дистанційного моніторингу	
Волошин В. С.	112
Класичні паперові стіни, як основа мікроекосистеми «японський дім»	
Волошин В. С.	121
Унікальність винахідного творення «стіни» для мікроекосистем людини	
Волошин В. С., Азархов О. Ю.	131
Використання рекурентних нейромереж для оцінки ризиків порушення кісткової системи людини	
Волошин В. С., Азархов О. Ю.	140
Конкурентні спроможності білково-вуглецевих та специфічних неорганічних екосистем на Землі	
Волошин В. С., Азархов О. Ю.	151
Суб'єктивна та медична складова ризику в структурі локальних спортивних екосистем	
Волошин В. С., Бурко В. А.	160
Щодо питання про відповідність принципу термодинамічної двоєдності, як причини відходоутворювання, другому закону термодинаміки	

<i>Волошин В. С., Бутенко Э. О.</i>	169
До питання про існування теоретичної межі малоотхідності у виробничих системах	
<i>Волошин В. С., Єлістратова Н. Ю.</i>	179
Проблеми відходів у стратегіях розвитку сучасних енергетичних технологій	
<i>Воробйов О. М., Михайленко В. Г., Юрченко В. О.</i>	184
Виділення радію з рідких відходів шляхом содового пом'якшення	
<i>Гожа М. М., Савцова О. В., Бабіч О. В., Булавина Д. А.</i>	187
Сучасні тверді матриці для іммобілізації рідких радіоактивних відходів	
<i>Гордієнко Д. Р., Вагін А. В., Жаворонков М. А., Бєлоконь К. В.</i>	194
Організація моніторингу якості повітря у місті Запоріжжі	
<i>Горишнякова Я. В., Аніщенко Л. Я, Пісня Л. А., Маркіна Н. К.</i>	199
Результати та особливості експертно-аналітичного оцінювання екологічно безпечного видобування розсипів титану на прикладі Межирічного родовища	
<i>Дмитриєва О. О., Варламов Є. М., Квасов В. А., Палагута О. А.</i>	206
Необхідність посилення уваги щодо зменшення впливу на довкілля викидів забруднюючих речовин при техногенних аваріях	
<i>Дмитриєва О. О., Цапко Н. С., Кордоба І. В., Воробйов М. М., Лисов Б. В., Мовчан Ю. О.</i>	212
Впровадження флотаційної технології дозбагачення залізних руд в Україні	
<i>Єлістратова Н. Ю., Монін В. Л.</i>	216
Дистанційне дослідження стану поверхні ґрунтового покриву регіону України	
<i>Забара І. І., Сікідіна Т. М.</i>	220
Проблеми технології біологічного очищення міських стічних вод в умовах воєнного стану	
<i>Зінченко І. В.</i>	227
Мікробіологічна і гідрохімічна оцінка якості води поверхневих водних об'єктів в Україні	

Івашура А. А.	231
Сталість продовольчих систем: екологічні імперативи для України	
Ісіченко А. В., Савцова О. В., Фесенко О. В., Покроєва Я. О., Бєлов В. В.	236
Засади ефективного природокористування при виробництві порцеляни	
Калініченко О. О., Мельников А. Ю., Нікітіна С. В., Волков Ю. В., Мартинюк Д. Т.	240
Особливості методів дослідження вмісту нафтопродуктів у воді	
Карпій С. Є., Тарабан Є. В., Бєлоконь К. В.	247
Аналіз стану системи управління промисловими відходами в Україні та Запорізькому регіоні	
Кобилянський В. Я., Сорокіна К. Б., Цапко Н. С.	251
Законодавче, нормативно-правове та методологічне забезпечення реагування на надзвичайні ситуації, спричинені забрудненням води	
Колесник О. О., Різниченко Є. С., Фесенко О. І., Бабіч О. В.	256
Безнатрієві керамічні мінералізатори питної води для систем зворотного осмосу	
Корекян П. Ю., Тараненкова В. В.	262
Екологічні переваги виробництва та застосування магнезіальних в'язучих	
Косуліна Н. Г., Шигумага В. О., Чорна М. О., Сухін В. В., Косулін С.В.	267
Результати експериментальних досліджень з дезінфекції вовни	
Лисов Б. В., Нецерет І М., Мовчан Ю. О.	275
Виставковий екотуризм у контексті сучасного філософського мандрівництва	
Ляшенко С. О., Фесенко А. М., Кісь В. М.	278
Екологічні небезпеки від військових дій на території Харківської області в російсько-українській війні в 2022-2024 роках	
Мар'єнко О.С., Пилипенко Л.В.	286
Визначення впливу накопичувача шахтних вод в балці Свистунова на підземні води та прогноз його зміни в часі	

Миргород О. В., Пирогов О. В., Рудаков С. В.	293
Основні матеріали, що застосовуються у будівництві для вогнезахисту сталевих конструкцій	
Михайлова Є. О.	296
Особливості утилізації карбон (IV) оксиду шляхом його геологічної мінералізації	
Монін В. Л.	303
Використання надмірної рослиної біомаси Азовського моря як способу розвантаження його екосистеми	
Ольховик Ю. О.	308
Щодо стану функціонування київського спецкомбінату «РАДОН»	
Оськіна М. В, Гончаренко І. О.	313
Небезпечний вплив поліциклічних ароматичних вуглеводнів при спалюванні біомаси: огляд сучасних досліджень	
Проскурнін О. А., Жук В. М., Суліма Є. О., Цапко Н. С.	323
Врахування динаміки водонепроникності ґрунту при нормуванні скидання забруднювальних речовин з дощовими стічними водами	
Радомська М. М., Ярошенко Д. Р.	329
Дослідження екологічної ситуації у функціональних зонах міста Боярка методом біоіндикації	
Романова К. О., Мітченко І. О.	335
Особливості стабілізації факелу та шляхи зниження викидів оксидів азоту при спалюванні водневого палива	
Серпухов М. Ю., Димерцов Д. О.	340
Методика викладання STEAM уроку з радіаційної безпеки для закладів середньої освіти	
Сидоренко В. Л., Бондаренко О. О., Положешний В. В.	344
Деякі аспекти оцінки ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря	
Сікідіна Т. М., Забара І. І.	352
Сезонні коливання індикаторних мікроорганізмів на міських очисних спорудах	

Скрипинець А. В., Карєв А. І., Нарожний В. М., Одерій В. О.	358
Нові технологічні рішення створення полімерних композиційних матеріалів з використанням агропромислових відходів	
Солодовнікова Л. М., Горишнякова Я. В., Антонюк М. П.	363
Оцінка радіаційної безпеки видобування титану відкритим способом на етапі післяпроектного моніторингу в межах Межирічного родовища титанових руд	
Старко М. В.	375
Обґрунтування щодо придатності В'язівцького водосховища до використання для рибогосподарських потреб	
Старко М. В.	383
Оцінка появи моллюсків в системах водопостачання та охолодження Південноукраїнської АЕС	
Тарабан Є. В., Бєлоконь К. В.	389
Засоби та методи зниження газових викидів формальдегіду у деревообробній галузі	
Serhii Telyma, Oleksandr Diatel	392
Theoretical justification of biofilm models at waste water treatment in bioreactors	
Уberman В. І.	398
Логіко-інформаційна структура правового регулювання скидання забруднювальних речовин в Україні та ЄС	
Цапко Н. С., Проскурнін О. А., Василенко С. Л., Кирпичова І. В., Березенко Е. С.	406
Імовірнісна оцінка перевищення критичного значення біогенних показників якості води у зоні впливу скидання стічних вод	
Цапко Ю. Л., Паламарь Н. Ю., Цапко Н. С.	412
Досвід вирощування енергетичних культур на мілітарно зруйнованому ґрунті за несприятливих погодних умов	
Чернявський І. Ю. Вовнянко Є. М.	419
особливості виявлення радіаційної обстановки під час застосування тактичних ядерних боєприпасів	

- Шигимага В. О., Косуліна Н. Г., Чорна М. О., Ляшенко Г. А., Сухін В. В., Коршунов К. С.** 421
Екологічний моніторинг природних вод України за провідністю
- Юрченко А. І., Полозенцева В. О., Юрченко О. А.** 429
Вплив сільського господарства на довкілля
- Юрченко В. О., Мельнікова О. Г., Мельник С. В., Багмут Л. Л.** 440
Особливості забруднення снігового покриву в придорожньому просторі часточками та органічними й неорганічними речовинами з викидів автотранспорт
- Юрченко В. О., Ткаченко С. О.** 443
Вплив надходження поверхневих стічних вод в каналізаційну мережу на розвиток спухання мулу в очисних спорудах

Гриценко А. В., д-р геогр. наук, проф.;

Васенко О. Г., канд. біол. наук, доц.;

Карлюк А. А., канд. техн. наук.;

Черба О. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ФОРМУВАННЯ НАЦІОНАЛЬНОЇ ДОПОВІДІ ПРО СТАН НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА В УКРАЇНІ У ПЕРІОД ДІЇ ВОЄННОГО СТАНУ

Формування Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні є важливим процесом, що відображає загальний стан екологічної ситуації в країні та є необхідним для інформування усіх зацікавлених користувачів та вирішення екологічних проблем.

У Національній доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2023 році з використанням доступної інформації здійснено аналіз стану та динаміки змін, що стосуються атмосферного повітря, водних і земельних ресурсів, рослинного та тваринного світу, впливу на довкілля антропогенних факторів за видами економічної діяльності, окреслено основні напрямки державної політики в екологічній сфері та заходи їх реалізації в країні, проаналізовано превентивні заходи, здійснені правоохоронними та контролюючими органами. Здійснення повноцінного аналізу ускладнене недоступністю багатьох джерел даних у зв'язку з введенням воєнного стану в Україні та згідно Закону України «Про захист інтересів суб'єктів подання звітності та інших документів у період дії воєнного стану або стану війни» (зі змінами). Значну увагу приділено наслідкам для довкілля широкомасштабних воєнних дій, серед яких погіршення стану природних екосистем, хімічне та промислове забруднення, мінування територій, зменшення біорізноманіття тощо. Збройна агресія проти України серйозно вплинула на екологічну безпеку всієї країни. Війська рф руйнують нафтобази, бомбардують та обстрілюють підприємства і заводи, випалюють ліси, створюють загрозу енергетичній галузі країни.

Ведення активних бойових дій та мінування території не дали можливості сільгоспвиробникам у 2023 році використовувати до 30% полів для посіву, що сягало 5 млн га, 25% площ були непридатними для використання. Значних утрат земельним

ресурсам та аграрному сектору завдало руйнування Каховської ГЕС. Не зважаючи на це за підсумками року індекс продукції сільського господарства у господарствах усіх категорій склав 107,7% до 2022 року. Виробництво продукції рослинництва збільшилося на 10,1%, тваринництва – зменшилося на 0,9%. За даними Держстату зовнішньоторговельний обіг продовольчих товарів та сільськогосподарської продукції (за товарними групами, що класифікуються за кодами 1-24 згідно з УКТ ЗЕД) склав понад 28,95 млрд. дол. США, у тому числі експортовано агропродовольчих товарів на суму понад 22,0 млрд. дол. США, імпортовано – на суму понад 6,95 млрд дол. США. Імпорт продовольства в країну став четвертим за вартісними обсягами за часів незалежності, продемонструвавши здатність відновлюватись завдяки поступовій адаптації бізнесу й споживачів до функціонування економіки в умовах війни [1].

Через російське військове вторгнення Україна опинилась серед світових лідерів із забруднення території вибухонебезпечними предметами. За попередньою оцінкою, площа потенційно забрудненої вибухонебезпечними предметами території України, що потребує обстеження, на кінець 2023 року складала близько 156 тис. км². Забруднення території мінами та вибухонебезпечними залишками війни призводить до втрати біорізноманіття, зміни мікрорельєфу, зниження якості ґрунтів, підвищення ризику ерозійних процесів [2].

Окреме місце серед негативних наслідків на довкілля посідають масові пожежі, які виникають внаслідок бойових дій. Через те, що велика кількість лісів залишається замінованими, можливості проведення в них протипожежних заходів обмежені, що створює додаткові загрози виникнення пожеж. До основних забруднювачів атмосферного повітря в Україні слід віднести викиди продуктів горіння, що утворюються внаслідок нанесення ракетних ударів збройними формуваннями РФ по спорудах критичної інфраструктури, складах пально-мастильних матеріалів та хімічно-небезпечних речовин, житлових будівлях тощо.

За попередньою оцінкою, внаслідок нападу РФ постраждали 20% природоохоронних територій України загальною площею близько мільйона гектарів [3].

Актуальним питанням залишається проведення комплексних робіт з розчищення територій, які включають збирання відходів від руйнувань, їх сортування за місцем утворення та перевезення, зокрема із застосуванням спеціальної техніки, до об'єктів управління відходами або місць тимчасового зберігання. Розчищення територій від руйнувань здійснюється після виконання комплексу підготовчих заходів

у складі невідкладних робіт з ліквідації наслідків збройної агресії РФ, пов'язаних із пошкодженням (руйнуванням) будівель та споруд.

До очищення довкілля від відходів після бойових дій також відноситься процес розмінування зон ведення бойових дій та замінованих територій, метою якого є відновлення екологічної обстановки та запобігання виникнення небезпеки для здоров'я людей.

За інформацією Держводагентства у 2023 році проведено заходи щодо покращення стану водних об'єктів, а саме організовано 23 засідання басейнових рад. Серед питань, які розглядалися басейновими радами протягом 2023 року були:

- 1) розробка елементів планів управління річковими басейнами;
- 2) огляд місцевих природоохоронних програм та залучення коштів місцевих бюджетів для здійснення заходів із збереження та відновлення водних ресурсів;
- 3) здійснення інвентаризації водних об'єктів та гідротехнічних споруд;
- 4) впровадження Директиви ЄС 2007/60/ЄС про управління ризиками затоплення;
- 5) про програму моніторингу масивів поверхневих вод, та інші питання водного менеджменту [4].

Протягом 2023 року здійснювалася робота щодо підготовки Планів управління річковими басейнами (ПУРБ). Розроблено проекти ПУРБ для усіх річкових басейнів України – Дунаю, Дністра, Дніпра, Дону, Південного Бугу, Вісли, річок Приазов'я, Причорномор'я, Криму, доповнено їх програмами заходів для досягнення «доброго» стану вод, включаючи заходи повоєнного відновлення. В рамках проекту ГЕФ (GEF) «Сприяння транскордонному співробітництву та комплексному управлінню водними ресурсами у басейні річки Дністер» розроблено стратегічну програму дій до 2035 року для басейну Дністра. Ця програма визначає стратегічні напрями дій для зменшення забруднення води та посилення двосторонньої співпраці в галузі управління водними ресурсами та сприяння раціональному використанню води [4].

Україна продовжує зазнавати впливу глобального потепління. Часті посухи, екстремальні погодні явища та інші кліматичні зміни посилюють загрози для сільського господарства, водних ресурсів та здоров'я населення. Зростає проблема накопичення відходів через руйнування інфраструктури і недостатність переробних потужностей. Потрібні нові підходи до поводження з відходами, включаючи запровадження технологій переробки і зменшення обсягів утворення відходів. Необхідність зміцнення екологічного законодавства та інституційних механізмів для ефективного реагування

на сучасні виклики. Посилення міжнародної співпраці та залучення інвестицій до відновлення і збереження довкілля також є пріоритетними.

Уряд України активно продовжує здійснювати євроінтеграційні реформи задля успішного переговорного процесу та вступу України до ЄС у сфері хімічної безпеки, управління відходами, здійснення стратегічної екологічної оцінки і оцінки впливу на довкілля, кліматичній та водній політиці, запобігання промислового забруднення та захисту біорізноманіття, спрямовані на виконання загальноєвропейських стратегій раціонального природокористування, збереження біологічного та ландшафтного різноманіття, відповідальності за майбутній стан довкілля в Україні. Прийнято Закон України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо державної системи моніторингу довкілля, інформації про стан довкілля (екологічної інформації) та інформаційного забезпечення управління у сфері довкілля», який передбачає внесення змін до Лісового, Водного, Земельного кодексів України, законів України «Про охорону навколишнього природного середовища», «Про природно-заповідний фонд України», «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення», «Про охорону атмосферного повітря», «Про доступ до публічної інформації» та ін.

Ключовими напрямками роботи для подолання екологічних проблем в Україні можна виділити:

- підвищення рівня моніторингу екологічного стану в регіонах, які зазнали найбільших руйнувань;
- залучення міжнародної допомоги для відновлення екосистем та вирішення екологічних проблем;
- розроблення та впровадження комплексних програм з відновлення природних ресурсів та екосистем після військових дій;
- забезпечення належного управління відходами та запровадження заходів з їх переробки;
- активізування боротьби з наслідками змін клімату, розробка заходів адаптації на національному рівні.

Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2023 році, сформована у воєнний час, сприятиме кільком важливим аспектам:

- аналізу екологічних наслідків війни: доповідь сприятиме систематизації даних про антропогенний вплив на навколишнє середовище, включаючи забруднення повітря, води, ґрунтів, руйнування екосистем і природоохоронних територій. Це допоможе оцінити масштаби екологічної шкоди та розробити плани відновлення;

– пріоритизації заходів з відновлення довкілля: в умовах війни ресурси обмежені, тому доповідь стане основою для визначення найважливіших завдань з відновлення екосистем, очищення територій від небезпечних забруднень та реабілітації земель, що постраждали від бойових дій;

– залученню міжнародної допомоги: доповідь є інструментом для інформування міжнародних партнерів про екологічну ситуацію в Україні під час війни. Вона підкреслить необхідність міжнародної підтримки у відновленні довкілля, включаючи фінансову, технічну та експертну допомогу;

– підтримці екологічної безпеки: доповідь допоможе розробити стратегії зниження екологічних ризиків для здоров'я населення, включаючи заходи з очищення від токсичних речовин, радіоактивних матеріалів, залишків вибухонебезпечних предметів та інших загроз;

– підвищенню стійкості екосистем до воєнних викликів: документ сприятиме впровадженню рішень, спрямованих на зміцнення екологічної стійкості, що важливо для збереження екосистем в умовах нестабільності, пов'язаної з війною та її наслідками;

– захисту природоохоронних територій: у воєнний час природоохоронні території та національні парки зазнають значних втрат. Доповідь допоможе привернути увагу до необхідності їхнього захисту та післявоєнного відновлення;

– підготовці до післявоєнного відновлення країни: окрім документування екологічних втрат, доповідь слугуватиме основою для планування заходів щодо відновлення економіки та інфраструктури на екологічно сталих засадах після завершення війни.

Формування Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у період дії воєнного стану сприятиме комплексному розумінню екологічної ситуації в країні, підготовці стратегічних планів з мінімізації антропогенного впливу на довкілля та сприянню сталому розвитку після завершення військових дій.

Література

1. Виклики та наслідки агропродовольчої спеціалізації України у світовій економіці : колективна монографія / за ред. д-ра екон. наук Шубравської О.В. ; НАН України, ДУ «Ін-т екон. та прогнозув. НАН України». – Електрон. дані. – К., 2023. – 254 с.
2. Матеріали слухань у Комітеті Верховної Ради України з питань екологічної політики на тему: «Вплив воєнних дій на довкілля в Україні та його відновлення до природного

стану» / Ред.: Ю. Ю. Овчинникова – Київ: Комітет Верховної Ради України з питань екологічної політики та природокористування, 2023. – 184 с.

3. Забруднення земель внаслідок агресії росії проти України. URL: <https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2023/03/zabrudnennia-zemel-vid-rosii1.pdf> (дата звернення: 02.09.24).

4. Звіт про стан виконання у 2023 році Національного плану дій з охорони навколишнього природного середовища на період до 2025 року, затвердженого розпорядженням Кабінету Міністрів України від 21 квітня 2021 р. № 443. URL: <https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2024/03/Rozmishhennya-Zvit-po-vykonannyu-NPD-za-2023.pdf> (дата звернення: 08.09.24).

Гриценко А. В., д-р геогр. наук, проф.;

Маркіна Н. К., зав. лабораторії

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

Михайленко В. Г., канд. хім. наук, пров. наук. співроб.

Інститут проблем машинобудування НАН України, м. Харків, Україна

ОБГРУНТУВАННЯ ВОДООХОРОННИХ ЗАХОДІВ ДЛЯ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНО ПРИЙНЯТНИХ УМОВ ЕКСПЛУАТАЦІЇ НАКОПИЧУВАЧА ШАХТНИХ ВОД В БАЛЦІ СВИСТУНОВА

Еколого-гідрогеологічними вишукуваннями, які проводилися в 2019-2020 роках, встановлено, що забруднення підземних вод в районі знаходження ставка-накопичувача шахтних вод відбувається в результаті фільтраційних втрат, пов'язаних з порушенням цілісності глинистого екрану, з порушенням рівневого режиму в процесі акумуляції шахтних вод, а також в результаті втрат шахтних вод при їх транспортуванні. Інтенсивність забруднення підземних вод в значній мірі залежить як від витрат інфільтраційних вод, так і від величини мінералізації шахтних вод, які надходять та акумулюються в ставку-накопичувачі.

По результатам виконаних в 2004, 2006 роках досліджень [1], для зменшення обсягів фільтраційних втрат та для підтримки стійкості огороджуючої греблі було рекомендовано підтримувати низькі рівні води в ставку-накопичувачі – на відмітці 84-86 м абс.

Крім того, для зниження фільтраційних втрат рекомендовано періодично, не рідше 1-го разу в 5-ть років, після зимового спуску шахтної води (скиду) в р. Інгулець, проводити повне осушення чаші ставка-накопичувача і, при необхідності, виконувати ремонтно-відновлювальні роботи, що одночасно буде слугувати профілактикою руйнування огороджуючої греблі в випадку виникнення суфозійних просадок ґрунтів в її основі.

Незважаючи на те, що ці рекомендації виконуються, забруднення підземних вод і поверхневих вод р. Інгулець продовжується, оскільки глинистий екран під впливом

високомінералізованих шахтних вод хлоридного натрієвого типу втрачає водотривкі властивості [1].

Для безпечного функціонування ставка-накопичувача і огорожуючої греблі авторами розглянуто додаткові варіанти водоохоронних заходів, реалізація яких може вирішити екологічні проблеми в регіоні, які виникли в результаті функціонування ставка-накопичувача в б. Свистунова. З метою оздоровлення підземних вод і поверхневих вод р. Інгулець запропоновано 3-и варіанти водоохоронних заходів на основі екологічного обґрунтування і проаналізовано їх ефективність та доцільність реалізації. В їх перелік входять:

1. Розведення (розбавлення) високомінералізованої води, що надходить в ставок-накопичувач, водою з Карачунівського водосховища при необхідності з подальшим використанням розведеної води сусідніми підприємствами для технічного водопостачання;

2. Облаштування надійної гідроізоляції ставка-накопичувача шляхом спорудження двохшарового екрану по його дну;

3. Впровадження методів демінералізації шахтних вод – маловідходної технології переробки шахтних вод з отриманням питної та технологічної води й товарних мінеральних солей.

Крім того, авторами розроблені природоохоронні рекомендації відносно стійкості тіла огорожуючої греблі ставка-накопичувача.

1-й варіант водоохоронних заходів – Розбавлення шахтних вод прісною водою.

Розглянута можливість розведення (розбавлення) високомінералізованої шахтної води, що надходить в ставок-накопичувач в балці Свистунова, водою з Карачунівського водосховища з подальшим використанням розведеної води сусідніми підприємствами для технічного водопостачання. Слід відзначити, що реалізація цього варіанту пов'язана з затратами значних об'ємів прісної води, розрахунки яких приводяться нижче.

Визначення витрати прісної води для розведення мінералізованої шахтної води, що надходить у ставок-накопичувач, розрахована за двома варіантами

1-й варіант розрахунку. Витрата прісної води, необхідної для розбавлення високо- мінералізованої шахтної води, що надходить в ставок-накопичувач в балці Свистунова, до стану технічної води з метою її використання для технологічних потреб підприємств, розрахована при допущенні миттєвого змішування за формулою:

$$C = \frac{C_1 \cdot Q_1 + C_2 \cdot Q_2}{Q_1 + Q_2}, \quad (1)$$

де, C – концентрація i -го компонента після змішування шахтних та прісних вод, г/дм³;

C_1 – концентрація i -го компонента в шахтних водах, що надходять в ставок-накопичувач, г/дм³;

C_2 – концентрація i -го компонента в прісній воді, яка подається на розбавлення шахтної води, г/дм³;

Q_1 – витрата шахтної води, що надходить в ставок-накопичувач, м³/с;

Q_2 – витрата прісної води, що подається на розбавлення шахтної води, м³/с.

Знаючи необхідну концентрацію i -го компонента в воді, що може використовуватись в технологічному процесі конкретного підприємства (C), кількість (витрату) прісної води (Q_2), яка потрібна для досягнення цієї концентрації, можна визначити видозмінюючи формулу (1):

$$Q_2 = \frac{Q_1 (C_1 - C)}{C - C_2}. \quad (2)$$

Орієнтовна витрата прісних вод (Q_2), з мінералізацією 1,5-3,0 г/дм³ для розбавлення 1 м³ шахтної води, мінералізація якої складає 35000 мг/дм³, або 35000 г/м³, розрахована за формулою (2). Мінералізація води, що буде використовуватись для технічних потреб, прийнята рівною 5000 мг/дм³ або 5000 г/м³.

При вихідних даних: $Q_1 = 1.0 \text{ м}^3/\text{с}$; $C_1 = 35000 \text{ г}/\text{м}^3$; $C_2 \approx 3000 \text{ г}/\text{м}^3$; $C = 5000 \text{ г}/\text{м}^3$, потрібна для розбавлення витрата прісної води становить 15 м³/с.

При витраті шахтної води 40 м³/с (витрати шахтної води, яка подається в ставок-накопичувач), розрахункова витрата прісної води для її розбавлення (Q_2), складає 600 м³/с.

2-й варіант розрахунку. Розрахунок необхідної кількості (об'єму) прісної води для розбавлення шахтних вод за формулою (3):

$$V_{\text{пр.}} = \frac{V_{\text{ш}}(C_{\text{ш}} - C_{\text{тех.}})}{C_{\text{тех.}} - C_{\text{пр.}}}, \quad (3)$$

де, $V_{\text{пр.}}$ – необхідний об'єм прісної води для розбавлення шахтної води, м³;

$V_{\text{ш}}$ – об'єм шахтної води, м³;

$C_{\text{ш}}$ – фактична концентрація i -го компонента в шахтній воді, г/м³;

$C_{тех.}$ – допустима для технологічного використання концентрація і-го компоненту, г/м³;

$C_{пр.}$ – концентрація речовин в прісній воді, г/м³.

Об'єм прісних вод ($V_{пр}$), необхідний для розбавлення 100 м³ шахтних вод, розрахований для умов використання води з мінералізацією 1500-3000г/дм³.

При вихідних даних: $C = 5000$ г/м³; $C_{ш} = 35000$ г/м³; $C_{пр.} = 1500-3000$ г/м³; $V_{ш} = 100$ м³ необхідний для розбавлення об'єм води становить:

при $C_{пр.} = 3000$ г/м³ необхідний об'єм води для розбавлення становить 1500 м³;

при $C_{пр.} = 1500$ г/м³ необхідний об'єм прісної води для розбавлення становить 857 м³.

Таким чином, для опріснення (розбавлення) 100 м³ шахтної води з мінералізацією 35000 г/м³ постає потреба в 857 м³ прісної води з мінералізацією 1500 г/м³ або 1500 м³ води з мінералізацією 3000 г/м³.

Для розбавлення 40 м³/с шахтної води з мінералізацією 35000 г/м³ постає потреба в 600 м³/с води з мінералізацією 3000 г/м³ або 300 м³/с прісної води з мінералізацією 1500 г/м³.

При великих скидах шахтних вод і значних концентраціях в них забруднюючих речовин, витрати прісних вод для розбавлення збільшуються, тому підвищуються і економічні затрати на застосування методу розбавлення шахтних вод, як водоохоронного заходу, одночасно спрямованого на забезпечення технологічних потреб других підприємств.

2-й варіант водоохоронних заходів – Гідроізоляція ставка-накопичувача.

2-й варіант водоохоронних заходів полягає в облаштуванні надійної гідроізоляції ставка-накопичувача шляхом спорудження двошарового екрану по його дну. Гідроізоляція ставка-накопичувача шахтних вод повинна складатися з двох шарів ізолюючої пластикової плівки з шаром гравію між ними та укладених в ньому перфорованих труб з можливістю відкачування води, що профільтрувалася (дренажної води) і повернення її назад в ставок-накопичувач.

Реалізація цього варіанту потребує певного часу, економічно досить затратна і повинна виконуватися з врахуванням чітко визначених конкретних умов режиму надходження шахтних вод, режиму їх скиду в р.Інгулець та часу наповнення робочих карт.

3-й варіант водоохоронних заходів – Демінералізація шахтних вод.

На сьогоднішній день дренажні води залізорудних шахт потрапляють у ставок-накопичувач в балці Свистунова, звідки у паводковий період скидаються в р. Інгулець. Концентрація солей у воді ставка-накопичувача сягає 40 г/дм³. Для промивання річки

після скиду шахтних вод витрачається значна кількість дніпровської води. Дозвіл на скидання шахтних вод отримати все складніше. Таким чином, постає проблема переробки шахтної води, яка акумулюється в ставку-накопичувачі.

З метою утилізації шахтних вод доцільно розглянути варіант їх демінералізації – безвідходної технології з отриманням прісної води і чистих солей, як товарного продукту.

В даному варіанті розглядається технологія глибокої переробки шахтних вод з отриманням домішок у вигляді товарних продуктів, розроблена в Інституті проблем машинобудування Національної академії наук України спільно з Українським інститутом екологічних проблем. Стратегічної альтернативи цій технології у перспективі не існує. Проте для її реалізації, навіть у пілотному варіанті (переробка у першій черзі 150 – 200 м³/годину шахтної води) необхідний термін не менше 2-х років від початку передпроектної проробки. Але передпроектні дослідження, наприклад, розробку ТЕО першої черги комплексу з очищення шахтної води, слід починати негайно. На першому етапі реалізації слід визначити оптимальне місце розташування комплексу (або декількох комплексів), визначитися з необхідними ресурсами тепла та споживачами знесоленої води, підрахувати необхідну електричну потужність та орієнтовну вартість капіталовкладень і собівартість очищеної води.

На період розробки та пуску комплексу необхідно продовжити скидання шахтних вод (можливо, їх найрозбавленішої частини) в р. Інгулець. При цьому слід максимально розтягнути період скидання з одночасним скиданням певної кількості дніпровської води для того, щоб уникнути значних коливань мінералізації (дана технологія запропонована Дніпровським аграрним університетом). При сьогоденньому стані (якщо залишити все так, як воно є зараз) коливання мінералізації води від 400 – 500 до 5000 мг/л пригнічують макро- та мікрофлору і фауну, і, таким чином, гальмують процеси самоочищення річки Інгулець.

Ставок-накопичувач в балці Свистунова може використовуватися після виконання надійної гідроізоляції. Для збільшення можливості приймати шахтну воду можна використати зворотноосмотичну обробку шахтної води з використанням 50% води у господарсько-побутових потребах, підіймаючи таким чином концентрацію солей у концентраті до 80 г/дм³. У подальшому слід будувати комплекс з переробки концентрованої шахтної води на конденсат та сухі товарні продукти – технічний натрій хлорид та чистий натрій сульфат – сировину для скляної промисловості та для виробництва синтетичних миючих засобів.

В зв'язку з значним вмістом заліза зворотноосмотична обробка шахтної води потребуватиме ретельної попередньої підготовки, яка полягатиме у вилученні завислих речовин, сірководню та сполук феруму (заліза). В Інституті проблем машинобудування досліджено механізм накопичення сполук заліза та сірководню у підземних водах та розсолах, що контактують з окисленими залізовмісними породами. Розроблено та запатентовано спосіб вилучення сірководню та сполук заліза з мінералізованих вод. Спільно з УКРНДІЕП розроблено маловідходну технологію переробки шахтних вод з отриманням питної та технологічної води й товарних мінеральних солей.

З розглянутих варіантів водоохоронних заходів найбільш надійним для відновлення екологічного стану водного середовища та утилізації шахтних вод авторами рекомендується реалізація безвідходної технології з отриманням прісної води і чистих солей, як товарного продукту - демінералізація шахтних вод.

Оскільки кінцевою метою розробки та реалізації водоохоронних заходів є досягнення екологічно прийнятних умов експлуатації ставка-накопичувача і забезпечення нормативної якості підземних і поверхневих вод, важливої уваги потребує організація та проведення моніторингових досліджень в змінених умовах.

При оновленні існуючої системи моніторингу підземних і поверхневих вод, автори вбачають необхідність в проведенні досліджень, в перелік яких входять:

- оцінка достовірності моніторингової інформації;
- оцінка достатності спостережних пунктів в складі існуючого локального моніторингу;
- коригування існуючої програми моніторингу і оновлення його регламенту.

Рекомендації щодо стійкості тіла огороджуючої греблі за результатами обробки матеріалів минулих років та матеріалів геофізичних досліджень 2020 року.

1. Згідно з результатами спеціальних маркшейдерсько-геодезичних досліджень, на греблі ставка-накопичувача шахтних вод в балці Свистунова, за період з 2017 р. по 2019 р., значних змін рельєфу греблі не відбулося. Просідання та випирання ґрунту, згідно вимірів по контрольним пунктам, відбувається в допустимих межах.

Необхідно звернути увагу на тенденцію до зміни стійкості ґрунтів в межах реперних пунктів №16 та №17, в яких в подальшому може проявлятися стрімка зміна стійкості споруди. Тобто на цій ділянці потрібно збільшити частоту проведення вимірів.

2. Процеси руйнування тіла греблі напряду залежать від гідродинамічних навантажень, тобто від рівня води в накопичувачі, тому не рекомендується допускати збільшення рівня води в ньому вище абсолютної відмітки 86,0 м без спеціальних заходів по укріпленню та реконструкції греблі.

3. Попередній аналіз даних площадної геолокації греблі, проведеної в 2020 році, потребує звернути увагу на декілька факторів перед тим як зробити кінцеві висновки:

- використання радіохвильового (георадарного) методу, для визначення стійкості дамби ставка-накопичувача шахтних вод, без спеціальних інженерно-геологічних вишукувань малоефективне і не може використовуватись в якості підстави для проведення проектних робіт з реконструкції та ремонту греблі;

- необхідно зазначити, що враховуючи відсутність даних щодо розміщення інженерних комунікацій в тілі греблі, чіткого геологічного розрізу ґрунтів греблі, та чіткого розуміння особливостей розподілу мінералізації інфільтраційних вод (яка має в ставку-накопичувачі диференціацію градацій по глибині та може змінюватись від 10 г/дм³ до 35 г/дм³), інтерпретація радіохвильових даних дещо ускладнюється;

Враховуючи всі ці фактори потрібно зазначити, що завдяки геофізичним дослідженням виявлені місця подальшого дослідження, на яких потрібно буде зосередитись в випадку необхідності виконання інженерно-геологічних вишукувань, що можуть проводитись при реконструкції греблі. Особливу увагу потрібно приділити геофізичним профілям К-3 – К-6, на яких було виявлено окремі зони консолідації та зсуву ґрунтів, що можуть надалі впливати на стійкість споруди.

4. В рекомендованому переліку заходів для подальшого утримання огорожуючої греблі в належному стані передбачається:

- продовжувати моніторингові дослідження за станом греблі зі збільшенням частоти вимірів просідання ґрунту на ділянці в межах реперних пунктів № 16 і № 17;

- продовжувати проведення повного обстеження дренажної системи греблі, та технічного стану інженерних споруд;

- виконувати обов'язкову чистку або реконструкцію дренажної системи при її кольматажі;

- для зменшення інфільтраційних витрат крізь тіло греблі та для забезпечення її стійкості, рекомендується розглянути варіант силікатизації, бітумізації або інших видів закріплення споруди в небезпечних місцях;

- в складі моніторингу шахтних вод в ставку-накопичувачі рекомендується відбирати проби шахтних вод зі ставка-накопичувача біля насосної станції з глибини:

0,2 – 0,5; 3,0 – 4,0 м для диференціації щільності шахтних вод біля внутрішнього укосу греблі, що дуже важливо для оцінки стану ґрунтів низової частини греблі;

5. Доцільно відзначити, що заходи з підтримання греблі в стані, придатному для експлуатації, - це недовготривалі заходи і вони не зменшать екологічне навантаження в регіоні. В якості надійних першочергових на даний час заходів слід переглянути напрямки зміни умов подальшої експлуатації ставка-накопичувача в балці Свистунова шляхом облаштування надійної гідроізоляції двошаровим екраном по його дну. Для цього необхідно розділити ставок на карти і після скиду шахтних вод почергово виконувати гідроізоляцію дна.

6. З метою утилізації шахтних вод доцільно розглянути для реалізації варіант їх демінералізації – безвідходної технології з отриманням прісної води і чистих солей, як товарного продукту від експлуатації ставка-накопичувача в цілому.

Література

1. Визначення еколого-гідрологічних умов території, прилеглої до накопичувача шахтної води в балці Свистунова та визначення умов стійкості тіла греблі : звіт з НДР. УКРНДІЕП : Харків, 2020. 188 с.

Авдієнко І.А., аспірант

Юрченко В.О., д-р техн. наук, професор

*Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова,
м. Харків, Україна*

РОЗРАХУНОК УТВОРЕННЯ ЗАКИСУ АЗОТУ В ПРОЦЕСІ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД

Викиди закису азоту (N_2O) викликають серйозне екологічне занепокоєння, оскільки цей газ суттєво впливає на глобальні проблеми, такі як зміна клімату та виснаження озонового шару в стратосфері [1]. Закис азоту є особливо небезпечним через свій потенціал глобального потепління, який у 298 разів перевищує потенціал CO_2 . Крім того, його тривалий період напіврозпаду, що становить близько 114 років, вказує на значний і тривалий вплив на клімат [2].

Очисні споруди є потужними джерелами викидів парникових газів та роблять значний внесок в антропогенні викиди N_2O . На очисних спорудах закис азоту утворюється та виділяється під час глибокого біологічного видалення азоту зі стічних вод шляхом автотрофної нітрифікації та гетеротрофної денітрифікації. Викиди N_2O в атмосферу зазвичай відбуваються переважно в аеротенках під час аерованих фаз, оскільки в таких умовах масопередача газу з рідкої фази в атмосферу збільшується. Високий рівень аерації забезпечує інтенсивну масопередачу газів і сприяє викиду N_2O , оскільки підвищена концентрація кисню і активна мікробіологічна діяльність підвищують ймовірність утворення і викиду цього газу.

Механізми викидів N_2O під час очищення стічних вод є специфічними для процесу і пов'язаний з умовами експлуатації [3]. Робочим параметром, який відіграє вирішальну роль у впливі на викиди, є розчинений кисень. Низький рівень розчиненого кисню в процесі нітрифікації призводить до підвищених викидів N_2O , оскільки автотрофні бактерії, які окислюють аміак, виробляють більше проміжних продуктів, таких як NO і N_2O . Однак загалом утворення N_2O через проблеми нітрифікації стічних вод дуже незначне. Значно більше N_2O утворюється в процесах гетеротрофної денітрифікації стічних вод, коли присутність розчиненого кисню пригнічує багатоступеневе відновлення нітратів до молекулярного азоту і зупиняється на утворенні N_2O [4].

З метою кількісного визначення виконали орієнтовний розрахунок утворення N₂O в процесах гетеротрофної денітрифікації, які відбуваються в аеротенках, що працюють за традиційною схемою без зонування. При цьому виходили з наступних положень:

- N₂O утворюється в процесі дисиміляційної денітрифікації при неповному відновленні нітратів до газоподібного азота;
- нітрати утворюються головним чином в результаті нітрифікації стічних вод в аеротенках;
- в процес нітрифікації надходить амонійний азот, що містився в вхідних стічних водах, а також амонійний азот, що утворюється в аеротенках після мінералізації органічного азоту, тобто всі сполуки, де азот має валентність -3. Такі сполуки визначає показник азот К'ельдаля;
- до початку нітрифікації в аеротенках відбувається окиснення органічних забруднень та їх асиміляція (синтез власної біомаси) мікрофлорою активного мулу. При цьому вилучення азоту К'ельдаля відбувається пропорційно БСК за співвідношенням БСК: N = 100:5, тобто становить 5 % БСК, або 0,05.

Дані технологічного контролю складу стічних вод на досліджуваних міських біологічних очисних спорудах (ОС) представлено в табл.

Таблиця – Характеристика стічних вод на досліджуваному об'єкті

Показник	Концентрація забруднення в стічних водах, мг/л		Видалено, мг/л
	Стічна вода на вході в ОС	Очищена вода на виході з ОС	
БСК _п	230,0	8,0	222,0
Азот К'ельдаля	50,0	15,0	35,0
N- NO ₃	0	8,5	-

На процес асиміляції використано $222 \times 0,5 = 11,1$ мг/л азоту К'ельдаля. На процес нітрифікації для утворення нітратів може піти $35 - 11,1 = 23,9$ мг/л N К'ельдаля, а утворитись з урахуванням втрат (30%) $23,9 \times 0,7 = 16,7$ мг/л N- NO₃. На виході в очищеній воді виявляємо 8,5 мг/л N- NO₃. Різниця $16,7 - 8,5 = 8,2$ мг/л N- NO₃ – втрати нітратів в результаті денітрифікації в умовах високої концентрації розчиненого кисню. Навіть в режимі простої аерації в ґрунтах при денітрифікації нітратів в N₂O може перетворюватись до 24% азоту нітратів. В нашому випадку $8,2 \times 0,24 = 2,0$ мг/л N-NO₃

максимально може перетвориться в N-N₂O. Частина його буде викидатись в атмосферне повітря. Емісійний коефіцієнт викиду закису азоту з очисних споруд визначали за формулою:

$$EK = C_{N_2O} / C_t,$$

де C_{N₂O} - концентрація N-N₂O в очищеній стічній воді, C_t - концентрація загального азоту в поступаючих стічних водах.

Розрахований EK становить 4,0, що узгоджується з даними закордонних фахівців, отриманих на діючих очисних спорудах [5].

Сучасні дослідження вказують на необхідність розробки більш ефективних і стійких методів біологічної очистки, які можуть знизити викиди N₂O за рахунок оптимізації умов нітрифікації і денітрифікації. Стратегії зменшення викидів включають регулювання джерела вуглецю, коригування стратегії аерації, оптимізацію біофільтраційних установок та застосування гранульованого активного мулу. Зокрема, використання інтервальної аерації замість безперервної значно знижує викиди N₂O, збільшуючи ефективність видалення загального азоту [6].

Література:

1. Ravishankara A. R., John S. D, Portmann R. W. Nitrous Oxide (N₂O): The Dominant Ozone-Depleting Substance Emitted in the 21st Century. Science. 2009. vol 326. 123-125 p.
2. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. 2013.
3. Ahn H.J., Kim, S. Park, H.C., Katehis D., Pagilla K. Spatial and temporal variability in atmospheric nitrous oxide generation and emission from full-scale biological nitrogen removal and non-BNR processes. Water Environment Research. 2010.
4. Aboobakar A., Cartmell E. , Stephenson T., Jones M., Vale P., Dotro G. Nitrous oxide emissions and dissolved oxygen profiling in a full-scale nitrifying activated sludge treatment plant. Water Research. 2013, Vol.47, Issue 2, 524-534 p.
5. Gruber, W. Long-term N₂O emission monitoring in biological wastewater treatment: methods, applications and relevance. Dissertation. Zurich. 2021.
6. Xie J. Y., Jiang C. C., Kuai B., Xu S. Y., Zhuang X. L.. N₂O emission reduction in the biological nitrogen removal process for wastewater with low C/N ratios: mechanisms and strategies. Front Bioeng Biotechnol. 2023.



Дослідження було проведено в рамках виконання проєкту «StormCompetence – Strengthening researchers' professional competencies on stormwater management for renovation of UA city infrastructure in the post-war time». Цей проєкт профінансовано програмою Swedish Institute.

Адамова Г. В.,

Пісня Л. А., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

КІБЕРБЕЗПЕКА В СИСТЕМІ «АВТОМОБІЛЬ-ДОРОГА-СЕРЕДОВИЩЕ»: ВИКЛИКИ, РИЗИКИ ТА ЗАХОДИ ЗАХИСТУ

Згідно Закону України про кібербезпеку, кібербезпека – захищеність життєво важливих інтересів людини і громадянина, суспільства та держави під час використання кіберпростору, за якої забезпечуються сталий розвиток інформаційного суспільства та цифрового комунікативного середовища, своєчасне виявлення, запобігання і нейтралізація реальних і потенційних загроз національній безпеці України у кіберпросторі [1].

Відповідно до Закону України «Про критичну інфраструктуру» від 16.11.2021 р. (із змінами, внесеними згідно із Законом № 2684-IX від 18.10.2022 р.) транспортне забезпечення належить до життєво важливих послуг, порушення яких призводить до негативних наслідків для національної безпеки України. У зв'язку з російською військовою агресією постало вкрай важливе питання щодо всебічного захисту критичної інфраструктури нашої країни.

Сучасні автомобілі стають дедалі більше об'єднаними з інформаційними технологіями, що підвищує комфорт і безпеку водіїв. Однак поряд із незаперечними перевагами такої цифровізації є й небезпечний недолік: із кожним додатковим компонентом, яким можна керувати за допомогою електроніки, збільшується ризик і масштаб потенційної кібератаки.

Система «автомобіль-дорога-середовище» (АДС), як комплекс взаємодії ієрархічно пов'язаних елементів, що включає автотранспортні засоби, системи-життєдіяльності та автоматики автомобільних систем та дорожньої інфраструктури, систем моніторингу та управління транспортними потоками та станом навколишнього середовища, потребує особливої уваги з точки зору кібербезпеки в умовах воєнного стану. Кіберураження як елементів так і всієї системи можуть мати суттєві наслідки для життєзабезпечення густонаселених територій, зокрема порушення роботи управління транспортними системами, збої руху вантажів та транспортних потоків, небезпеку для життя людей учасників руху, збої та втрати даних у моніторингових

системах екологічної безпеки. Тому, на сучасному етапі розвитку технологій, дослідження кібербезпеки в системі «АДС» є надзвичайно актуальним.

За останні роки було проведено ряд нових досліджень, присвячених питанням кібербезпеки транспортних систем. Однак, більшість з них зосереджені на окремих аспектах, таких як захист окремих компонентів автомобільних систем або інтелектуальних транспортних систем (ITS) [2, 3]. Водночас, системний підхід до забезпечення безпеки всіх комплексних елементів системи "автомобіль-дорога-середовище" є недостатньо дослідженим. Важливим аспектом є інтеграція безпеки на всіх рівнях взаємодії, що охоплює автомобільні системи, дорожню інфраструктуру та навколишнє середовище.

На сьогодні майже всі компоненти сучасного автомобіля об'єднані в цифрову мережу для забезпечення оптимальної продуктивності та безпеки водіння. Як наслідок, сучасний «розумний автомобіль» завжди в інтернет-мережі, але різноманітні бортові комп'ютери та допоміжні системи все більш часто стають мішенню для кібератак [4].

Також доцільно зазначити, що техногенна та екологічна безпека автомобільних доріг є одним із об'єктів кібербезпеки критичної інфраструктури держави.

Так, встановлення датчиків, камер та інших систем моніторингу вздовж автомобільних доріг може створити нові вразливості та додаткові цілі для кібератак з боку агресора. Можливої шкоди кібератаки можуть завдати системам керування транспортним потоком, спричинити затори та аварії, мати негативні економічні та соціальні наслідки як для учасників дорожнього руху, так і для навколишнього середовища [5].

Також вразливі для кібератак і дорожні об'єкти дистанційного відстеження змін та параметрів стану та умов довкілля (стан атмосферного повітря, стан водних масивів, стан ґрунту тощо) де проходять автомобільні дороги і використовують датчики або інші системи моніторингу. Інформація таких систем потенційне джерело для кібератаки в частині аналізу руху як окремих транспортних засобів спеціального призначення так і їх потоків.

У контексті екологічної безпеки кіберзагрози, націлені на систему «АДС», можуть мати і згубні наслідки для складових екосистеми. Збої в роботі систем управління та контролю критичної інфраструктури та процесів, що забезпечують екологічну рівновагу.

Нижче наведено перелік можливих кіберзагроз у системі «АДС» [4-6]:

- кібератаки на системи безпеки;

- атаки на системи керування транспортними засобами (наприклад бортові системи управління);
- атаки на бездротові комунікації (перехоплення або зміна з'єднання автомобіля з іншими пристроями або інфраструктурою через Bluetooth, Wi-Fi);
- атаки на інтелектуальні транспортні системи (ITS) (можливі маніпуляції з даними, що передаються між дорожньою інфраструктурою та автомобілями);
- спуфінг GPS-сигналу (дезорієнтація автомобіля або неправильне функціонування системи навігації) та вразливості в комунікаціях V2X (vehicle-to-everything) (порушення загальної комунікації транспортного засобу з навколишнім середовищем);
- атаки на системи керування дорожнім рухом;
- маніпулювання сигналами світлофора, дорожніми датчиками або системами VMS;
- атака на системи керування та компоненти критичної інфраструктури вздовж автомобільних доріг (мостів, тунелів, систем контролю забруднення і т.д.);
- атаки на системи керування вуличним освітленням;
- атаки шкідливого програмного забезпечення та програм-вимагачів;
- атаки на інфраструктуру датчиків та систем моніторингу, маніпулювання ними (перешкоджання своєчасному реагуванню на екологічні проблеми);
- втрата даних і порушення конфіденційності;
- маніпулювання даними про стан навколишнього середовища вздовж доріг;
- пошкодження комунікаційних мереж;
- атака на системи, відповідальні за управління охоронюваними територіями, моніторинг переміщень дикої природи або контроль інвазивних видів.

Тобто, аналізуючи інформацію, яка надана вище, можна дійти висновку, що ризики кіберзагроз є для кожної складової системи «АДС». Навіть заходи з підвищення екологічної безпеки у системі «АДС» повинні також враховувати необхідність захисту кібербезпеки для запобігання потенційним атакам, які можуть порушити роботу цих систем або поставити їх роботу під загрозу.

Проаналізувавши вітчизняні та закордонні роботи щодо забезпечення системи захисту критичної інфраструктури [6-10], з'ясовано, що доцільно згрупувати потенційні заходи безпеки для ефективного підвищення рівня захисту від виявлених загроз і вразливостей саме в системі «АДС» (Табл.1).

Таблиця 1 – Можливі заходи безпеки для підвищення рівня захисту системи «АДС»

№ з/п	Назва заходу	Шляхи підвищення рівня безпеки захисту системи «АДС»
1	Посилення кіберзахисту системи	Встановлення та регулярне оновлення брандмауерів, систем виявлення вторгнень та систем запобігання вторгненням. Впровадження системи контролю цілісності для виявлення внесення несанкціонованих змін у програмне забезпечення чи налаштування системи. Застосування шифрування даних при їх передачі через мережу для захисту від перехоплення та несанкціонованого доступу до конфіденційної інформації.
2	Авторизація та автентифікація	Використання механізмів багатофакторної автентифікації для запобігання несанкціонованому доступу до систем керування дорожнім рухом та іншими критичними компонентами. Реалізація суворих політик паролів та управління доступом, включаючи багатофакторну автентифікацію та регулярне оновлення паролів.
3	Оновлення та патчі	Регулярне оновлення програмного забезпечення, операційних систем, прошивки та інших компонентів системи для виправлення вразливостей. Оцінка та застосування патчів безпеки для оновлення вразливих компонентів системи.
4	Сегментація мережі	Поділ мережевої інфраструктури на ізольовані сегменти за допомогою віртуальних приватних мереж (VPN), VLAN або мережевих фільтрів. Це допомагає запобігти розповсюдженню атаки по всій мережі.
5	Навчання персоналу	Проведення навчальних програм з кібербезпеки для співробітників, які працюють в системі «АДС», для підвищення обізнаності про кіберзагрози та методи запобігання. Навчання персоналу розпізнавати та реагувати на підозрілу активність, фішингові атаки чи незвичайну поведінку системи.
6	Вдосконалення політик безпеки	Розробити та впровадити політики та процедури, що регулюють необхідність використання інформаційних систем для авто та складових системи «АДС».
7	Резервне копіювання та відновлення	Дотримання протоколів створення резервних копій даних для забезпечення можливості відновлення систем після кібератаки чи інцидентів. Тестування ефективності процедур відновлення та розроблених планів реагування на інциденти.
8	Співпраця та обмін інформацією	Участь у загальнонаціональних та міжнародних ініціативах щодо обміну інформацією про кіберзагрози, вразливості та нові методи захисту. Співпраця з правоохоронними та органами кібербезпеки для аналізу виявлення та розслідування кібератак.
9	Регулярний аудит безпеки	Проведення регулярних аудитів безпеки системи «АДС» для виявлення вразливостей, оцінки ефективності заходів безпеки та визначення шляхів для покращення.

10	Постійний моніторинг і реагування на інциденти	Безперервний моніторинг і оперативне реагування на інциденти у системі магістралей дозволять вчасно виявити та пом'якшити кіберзагрози (моніторинг мережевого трафіку, відстеження підозрілої активності, системні журнали та механізми виявлення аномалій). Можливість застосування штучного інтелекту для аналізу великих обсягів даних і виявлення аномалій, які можуть свідчити про кіберзагрози
11	Загальнонаціональний чи колективний підхід	Співпраця між урядовими установами, експертами з кібербезпеки, екологічними організаціями та операторами інфраструктури на магістралях. Обмін інформацією, передовим досвідом і проведення спільних навчань можуть підвищити готовність і можливості реагування.
12	Використання інерціальних систем навігації	Інерціальні системи можуть працювати незалежно від GPS і забезпечувати точне позиціонування навіть у випадку атаки на GPS. Використання технологій, що можуть виявляти спроби спуфінгу (підробки) сигналу GPS, і переключення на альтернативні джерела даних для навігації та запобігання GPS-спуфінгу/GPS-спуфінг детекції.

Як видно з таблиці, запропоновані заходи безпеки включають як технічні, так і організаційні рішення, що дозволяють підвищити рівень захисту у системі «АДС».

Таким чином було визначено основні кіберзагрози та вразливості в системі "АДС", та запропоновано можливі заходи безпеки для підвищення рівня захисту. Виявлено, що ризики кіберзагроз існують для кожної складової системи «АДС», тому до розробки заходів кібербезпеки необхідно підходити комплексно. Так, ці заходи повинні охоплювати автомобільні системи, дорожню інфраструктуру та навколишнє середовище, забезпечуючи тим самим надійний захист від потенційних загроз.

Література

1. Закон України «Про основні засади забезпечення кібербезпеки України». URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2163-19#Text>
2. Положий Д. С., Орехов О. О. Інтелектуальні системи автомобільної безпеки на основі хмарних архітектур. Системи управління навігації та зв'язку Збірник наукових праць 4(74):91-95. DOI:10.26906/SUNZ.2023.4.091
3. Мигаль В.Д. Інтелектуальні системи в технічній експлуатації автомобілів: монографія. Харків: Майдан, 2018.262 с. URL: <https://api.dspace.khadi.kharkov.ua/server/api/core/bitstreams/ecbc039f-13a5-46ac-ac96-6236761e3aec/content>

4. Автомобільна кібербезпека: нові обов'язкові правила з липня 2024 року. – [Електронний ресурс]. – URL: <https://www.dqsglobal.com/uk-ua/navchajtesya/blog/avtomobil%27na-kiberbezpeka-novi-obov%E2%80%99yazkovi-pravila-z-lipnya-2024-roku>
5. Adamova G.V., Pisnya L.A. Environmental safety of operation of motor roads of Ukraine. Assessment methods and tools and cyber security. Challenges and threats to critical infrastructure. Collective monograph - NGO Institute for Cyberspace Research (Detroit, Michigan, USA), 2023. - 325 p. URL: https://conference.cyberspace.org.ua/wp-content/uploads/2023/06/Monograph_CHALLENGES-AND-THREATS.pdf
6. Road infrastructure operational technology cyber security primer. Prepared by Transport Canada. 2022. URL:https://tc.canada.ca/sites/default/files/202212/Road_Infrastructure_Operational_Technology_Cyber_Security_Primer-ENG.pdf
7. Єрменчук О.П. Основні підходи до організації захисту критичної інфраструктури в країнах Європи: досвід для України: монографія. Дніпро: Дніпроп. держ. ун-т внутр. справ,2018. 180 с. URL: <http://er.dduvs.in.ua/bitstream/123456789/2371/1/%D0%9C%D0%9E%D0%9D%D0%9E%D0%93%D0%A0%D0%90%D0%A4%D0%86%D0%84%D1%80%D0%BC%D0%B5%D0%BD%D1%87%D1%83%D0%BA.pdf>
8. Яременко О. І., Страхніцький Я. О. Теоретико-методичні основи забезпечення системи захисту критичної інфраструктури держави. *Державне управління: удосконалення та розвиток*. 2022. № 1. – URL: <http://www.dy.nayka.com.ua/?op=1&z=2610> DOI: 10.32702/2307-2156-2022.1.38
9. Transportation sector report cyber security for road, rail, air, and sea. ECSO Publications, WG 3. 2020. URL: <https://ecs-org.eu/ecso-uploads/2022/10/5fdb2791553ac.pdf>
10. Safeguarding Critical Infrastructure In The Transportation Sector. [Електронний ресурс]. – URL: <https://www.forbes.com/councils/forbestechcouncil/2024/02/02/safeguarding-critical-infrastructure-in-the-transportation-sector/>

Андронов В. А., д-р техн. наук, проф.;

Данченко Ю. М., д-р техн. наук, проф.

Національна академія Національної гвардії України, м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ПОЛІГОНІВ ТОКСИЧНИХ ВІДХОДІВ В ЗОНІ БОЙОВИХ ДІЙ ХАРКІВСЬКОГО РЕГІОНУ

Від початку повномасштабного вторгнення Росія вчинила на території Харківщини 1436 екологічних злочинів, що становить 27,1 % від загальної кількості екозлочинів в Україні. Довкілля Харківського регіону зазнало збитків на 469 мільярдів гривень [1].

Особливо занепокоєння викликають території харківської області, які знаходяться в зоні бойових дій, де розташовані полігони токсичних відходів I та II класу небезпеки. До відходів I класу небезпеки відносяться відходи гальванічного виробництва, свинець та його сполуки, хром (VI) та його сполуки; до основних відходів II класу небезпеки – нафтовідходи, відпрацьовані розчинники, відпрацьовані неорганічні кислоти. Накопичувачі та полігони з такими відходами знаходяться в населених пунктах Чугуївської, Куп'янської територіальних громад, містах Вовчанськ, Балаклія та інших. Необхідно зауважити, що накопичення відходів відбувалося протягом тривалого часу. Серед них 4 полігони з відходами I та II класу небезпеки: полігон АТ «ХарП» і НВО «Електроважмаш» (Чугуївський район, сел. Кам'яна Яруга), полігон АТ «ХТЗ» (Чугуївський район, сел. Нова Покровка), ВАТ «Вовчанський агрегатний завод» (м. Вовчанськ), ВАТ «Чугуївська паливна апаратура» (м. Чугуїв). Загальний маса накопичених відходів складає близько 108,5 тис. т, загальна площа полігонів – близько 20,8 га.

Узагальнений аналіз даних показав, що відомостей про накопичувачі токсичних відходів України замало та вони не систематизовані. Істотний вплив на екологічну безпеку функціонування накопичувачів здійснюють інженерні та конструктивні рішення, захисні пристрої, заходи щодо ефективності експлуатації споруд, параметри відходів, що надходять у накопичувачі, і стоків (якісна і кількісна характеристика), а також геологічні, гідрогеологічні і кліматичні характеристики. У зв'язку із військовою агресією російської федерації проти України, згідно з пунктом 1 Закону України «Про захист інтересів суб'єктів подання звітності та інших документів у період дії воєнного

стану або стану війни» фізичні особи, фізичні особи-підприємці, юридичні особи під час воєнного стану або стану війни та протягом трьох місяців після його припинення мають право не подавати статистичну та фінансову звітність. Частина респондентів скористалась цим правом і не подали протягом 2022 та 2023 років статистичну звітність. У зв'язку з вищевикладеним статистична інформація за 2022 рік є неповною [2].

Серед можливих негативних впливів накопичувачів на навколишнє середовище в повсякденних умовах можуть бути: забруднення підземних вод (фільтрація через ложе і борти накопичувача); забруднення повітря; підтоплення низинних ділянок прилеглої території, внаслідок інфільтрації; витoki з накопичувача з потраплянням у поверхневі водойми.

Наслідки бойових дій, в місцях розташування полігонів та накопичувачів небезпечних токсичних відходів, можуть бути непередбачувані для довкілля. Обстріли артилерією, КАБами, ФАБами, ракетами, ударні хвилі тощо призводять до зміщення поверхневих шарів ґрунтів внаслідок чого відбувається розгерметизація і руйнування конструкцій накопичувачів та виток токсичних відходів у довкілля. При цьому забрудненню підлягають усі компоненти біосфери. Особливу небезпеку як для місцевого цивільного населення, так і для військовослужбовців, які перебувають в зоні бойових дій, має забруднення джерел питного і побутового водопостачання на цих територіях.

Ранжування накопичувачів за ступенем небезпечності може виконуватися з урахуванням факторів, що визначають той чи інший вид їх негативного впливу на навколишнє середовище. Зазначені фактори можна умовно розділити на два види: внутрішні і зовнішні. Внутрішні фактори обумовлені параметрами самого накопичувача, а зовнішні визначаються особливостями його довкілля. До основних внутрішніх факторів, що обумовлюють екологічну безпеку накопичувачів, варто віднести: конструктивні параметри накопичувача, склад і токсичність складованих відходів, наявність, тип і надійність протифільтраційних пристроїв, надійність огорожувальних споруд, наявність і вид технічних заходів, що застосовуються для боротьби з пилінням і затопленням. Зовнішні фактори, взаємодіючи з внутрішніми чи діючи самостійно, можуть чи сприяти, навпаки, перешкоджати міграції забруднень з накопичувача. Впливу зовнішніх факторів на відміну від внутрішніх найчастіше уникнути неможливо, хоча несприятливий вплив деяких з них у ряді випадків піддається коригуванню на стадії вибору площадки під будівництво. Практично завжди відомий і фактор, що враховується при проектуванні – геологічна будова основи

накопичувача, визначає можливість і інтенсивність проникнення рідких забруднень у підземні води.

При узагальненій оцінці геологічної захищеності підземних вод не слід забувати про можливі аномалії геологічної будови в районі розміщення накопичувачів. Тим більше, що ці споруди звичайно влаштовують у природних зниженнях місцевості: балках, ярах і ін., у бортах яких спостерігаються змиви верхніх шарів ґрунтів, а на дні – акумуляція алювіально-делювіальних відкладень, що найчастіше доходять до корінних порід. Тому як у районах із захищеними, так і не захищеними підземними водами в місці розташування накопичувача може спостерігатися аномальна для даної місцевості геологічна будова [3].

Рельєф місцевості є також фактором, що визначає наслідки прориву дамб накопичувачів: у залежності від нього ці наслідки можуть носити як катастрофічний, так і порівняно безпечний характер.

Для глибшої оцінки ступеня небезпечності розташованого в тій чи іншій місцевості накопичувача уявляється доцільним розглянути не тільки сам процес переносу забруднень з накопичувача в навколишнє середовище, але і подальше поводження цих забруднень. Воно значною мірою обумовлено ландшафтно-геохімічними умовами району розміщення накопичувача, що визначають здатність екосистеми до самоочищення.

Головною ланкою в нагромадженні шкідливих речовин, що надходять у виді твердих, рідких і газоподібних відходів, є верхня частина ґрунтового покриву. По сукупності даних про його сполуку, а також інформації про біологічний кругообіг елементів, геохімії ґрунтів, водяної міграції елементів на території України виділені типи ландшафтів здатні до самоочищення, з низькою здатністю до самоочищення і з переважною здатністю до акумуляції.

Сполуки речовин, складованих у накопичувачі – найважливіша характеристика, що визначає його небезпечність для навколишнього середовища. Звичайно в цьому випадку аналізують зміст токсичних компонентів у рідкій фазі, здатній фільтруватися через ложе і борти накопичувача. Для зіставлення ступеня небезпечності накопичувачів з різною сполукою стічних вод можливо порівнювати їхні кумулятивні показники токсичності, що представляють собою добуток доз різних забруднень, виражених у одиницях ГДК.

Однак для оцінки небезпечності забруднення навколишнього середовища внаслідок прориву дамб накопичувачів даних про хімічний склад рідкої фази, що міститься в них, недостатньо. У багатьох випадках найнебезпечніший і специфічний

наслідок прориву дамб накопичувача – випадання з потоку часток твердої фази складованих відходів і осідання їх на всій території розтікання (у т.ч. і на дні ріки чи водоймища, куди остаточно вливається потік). Якщо рідкі забруднення, що надійшли зі стічною водою, розбавляються і виносяться з району аварії, то токсичні речовини, що містяться у твердій фазі, тривалий час після аварії продовжують надходити в навколишнє середовище.

Надійність обгороджуваних споруд накопичувачів, визначається насамперед обґрунтованістю прийнятих проектних рішень, а ступінь катастрофічності наслідків їх аварійного прориву пропорційна висоті спорудження й об'єму розріджених відходів, що містяться в ньому.

Для вирішення завдань, пов'язаних зі зниженням негативного впливу накопичувачів на навколишнє середовище, необхідний перегляд нормативних вимог, пропонується щодо накопичувачів стічних вод підприємств у напрямках підвищення їх надійності, проведення повного комплексу природоохоронних заходів щодо охорони вод і захисту атмосфери, територій від руйнування, затоплення і підтоплення, підвищення якості проектування і рівня експлуатації накопичувачів.

В існуючих накопичувачах, що містять токсичні відходи, для захисту від забруднення токсичними речовинами підземних вод і поверхневих водних джерел передбачається комплекс протифільтраційних пристроїв, що повинні забезпечити надійну роботу споруд і цілком виключити витік рідких відходів.

До ряду першочергових заходів щодо надійності і зниження негативного впливу накопичувачів на навколишнє середовище можна віднести наступні:

- облаштування накопичувачів токсичних відходів протифільтраційними пристроями, що забезпечують проектний термін їхньої служби з урахуванням властивостей відходів, які накопичуються в накопичувачах, їхнього впливу на показники міцності;

- для оцінки негативного впливу і для запобігання аварійній ситуації необхідно забезпечити контроль хімічного складу і змін у складі токсичних речовин, тобто виконання моніторингових досліджень якісних змін відходів у накопичувачі;

- при виборі місця розташування накопичувача токсичних відходів варто передбачити захисні споруди від впливу ударної хвилі прориву, наприклад, будівництво обвідних каналів, чи дамб-пасток переливних вод накопичувача;

- при реконструкції існуючих накопичувачів передбачити обвідні замкнуті канали для відводу і нагромадження рідких відходів (що просочуються через існуючий екран).

Серед основних чинників і критеріїв проблеми поводження з відходами I-III класів небезпеки є правове регулювання відносин щодо діяльності у цій сфері та забезпечення мінімального рівня утворення відходів, розширення їх використання у господарській діяльності, запобігання шкідливому впливу відходів на довкілля та здоров'я людини. У Харківській області проблема поводження з твердими побутовими відходами залишається однією з найактуальніших [4]. Усвідомлюючи наслідки бойових дій, які точаться на території Харківського регіону і які потенційно можуть стати причиною потрапляння токсичних відходів з полігонів у навколишнє середовище, можна стверджувати, що у воєнний час актуальність цього питання тільки збільшилась.

Література

1. Цьомик Ганна. Понад чверть екологічних злочинів РФ припадає на Харківщину – міністр захисту довкілля та природних ресурсів. 11 липня 2024 р. Режим доступу: <https://suspijne.media/kharkiv/788291-ponad-cvert-ekologichnih-zlociniv-rf-pripadae-na-harkivsinu-ministr-zahistu-dovkilla-ta-prirodnih-resursiv/#>
2. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2022 році. Харків, 2023 рік. 159 с.
3. Уткіна К.Б., Пересадько В.А., Некос А.Н., Попович Н.В. Стан і перспективи поводження з відходами в рамках розроблення стратегії розвитку Харківської області до 2020 року. *Український географічний журнал*. № 4. 2005. С.58-63.
3. Звіт про стратегічну екологічну оцінку Стратегії розвитку харківської області на 2021-2027 роки і плану заходів на 2021–2023 роки з реалізації стратегії розвитку Харківської області на 2021-2027 роки. Харків, 2020 р. 39 с.

Аніщенко Л. Я., д-р техн. наук, доц.

Свердлов Б. С.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

Сорокін М. В.

Інститут проблем математичних машин і систем НАН України, м. Київ, Україна

Железняк М. Й., канд. фіз-мат. наук, проф.

Український центр водних і екологічних проєктів АТН України, м Київ, Україна

ОЦІНКА ВПЛИВУ ПЛАНОВАНОЇ РЕКОНСТРУКЦІЇ ГЛИБОКОВОДНОГО СУДНОВОГО ХОДУ ДУНАЙ – ЧОРНЕ МОРЕ НА ГІДРОЛОГІЧНИЙ РЕЖИМ ОСНОВНИХ РУКАВІВ КІЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ

Глибоководний судновий хід (ГСХ) Дунай - Чорне море є перспективним маршрутом морського судноплавства України, особливо на тлі обмежень функціонування Чорноморських портів через російську агресію. Проєкт ГСХ розроблявся та реалізовувався поетапно у 2000 роки з оцінкою ймовірних впливів ГСХ на довкілля, зокрема транскордонних [1-2].

Траса ГСХ складається з річкової та морської частин. Річкова частина ГСХ проходить руслом р. Дунай від м. Рені до мису Ізмаїльський Чатал, де річка розділяється на Кілійське і Тульчинське гирла. Далі траса прямує Кілійським гирлом до м. Вилкове, де Кілійське гирло розгалужується на рукави Очаківський і Старостамбульський. Нижче за Вилкове траса ГСХ йде Старостамбульським рукавом до початку рукава Бистрий (Новостамбульський) і далі цим рукавом до моря (

Рисунок 1).

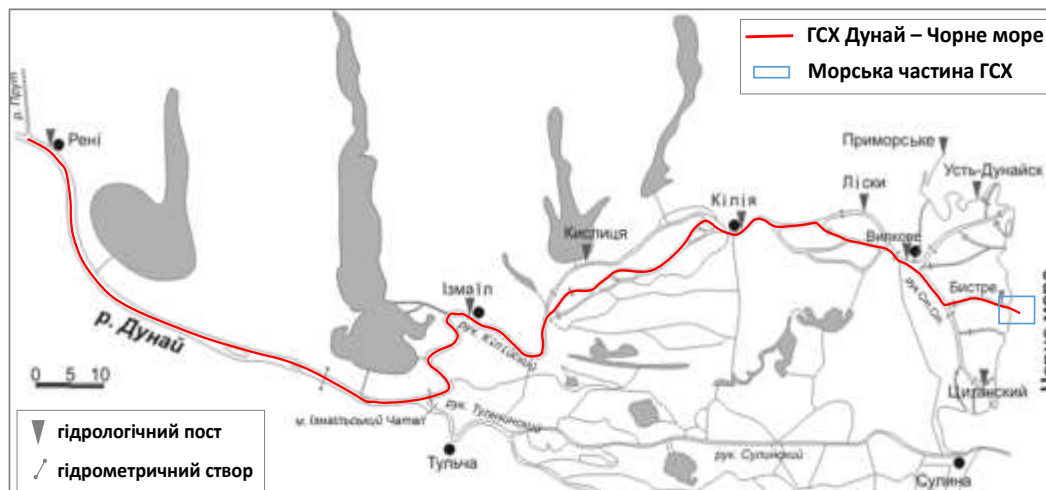


Рисунок 1 – Карта-схема ГСХ Дунай – Чорне море. Показане розташування гідрологічних постів і гідрометричних створів в дельті Дунаю.

Особливістю річкової частини траси ГСХ є її проходження природними руслами зі здійсненням днопоглиблення тільки на перекатах, оскільки на більшій довжині траси навігаційні вимоги забезпечуються морфометричними параметрами рукавів.

Морська частина ГСХ складається з морського підхідного каналу (МПК) довжиною 3684 м, що прорізає бар на виході з Бистрого, і північної огорожувальної дамби МПК, побудованої в 2008-2010 роках для запобігання замуленню каналу і захисту від ерозійного впливу вітрових хвиль. (Рисунок 2). З врахуванням малих глибин барової зони рукава Бистрий проєктом були передбачені значні обсяги днопоглиблення у морській частині ГСХ.

За результатами розгляду очікуваних транскордонних впливів створення ГСХ на довкілля дельти впливи змінених гідрологічних та гідродинамічних параметрів рукавів та барової зони були визнані ймовірно значними [1]. Було констатовано, що наслідками цих змін можуть бути пришвидшення трансформації русел рукавів та переднього краю дельти, відхилення та/або збільшення вздовжберегового транспорту морських та річкових наносів вздовж узбережжя в бік Румунії, погіршення водного режиму унікальних природних угідь заповідника Дельта Дунаю, а також порушення режиму підземних вод. З огляду на це були проведені комплексні дослідження цих та інших ймовірних транскордонних впливів планованої діяльності на довкілля, включаючи методи математичного моделювання [2-7].

Для оцінки впливів проєктних рішень ГСХ на хвильовий режим, структуру прибережної течії, транспорт наносів і переформування берегів в зоні впливів МПК використовувались моделі, розроблені в Інституті проблем математичних машин і систем НАН України та Українському центрі екологічних і водних проєктів АТН України [5-7]. Двовимірна модель COASTOX, розробка якої проводилась в цих установах для моделювання радіаційного забруднення річкових басейнів і прибережної зони моря [8, 9], була використана не лише для аналізу стану морської частини ГСХ, а і для моделювання впливу гідротехнічних споруд ГСХ та днопоглиблення річкової частини ГСХ на перерозподіл річкового стоку між рукавом Бистрий та іншими рукавами Кілійської дельти Дунаю. Результати моделювання продемонстрували ймовірний незначний вплив будівництва та експлуатації ГСХ на перерозподіл стоку між рукавами. Відповідні числові оцінки перерозподілу стоку за результатами моделювання COASTOX включені в транскордонну оцінку впливу на навколишнє середовище (ОВНС), представлену за процедурою Конвенції Еспоо в UNECE та румунській стороні.

Результати ОВНС опубліковано на сайті Міністерства навколишнього середовища, водного і лісового господарства Румунії [10].

Незважаючи на реалізовані в морській частині ГСХ захисні гідротехнічні заходи, МПК щорічно заноситься наносами, транспортованими Дунаєм, і донними відкладеннями барової частини, що переносяться під дією хвиль з незахищених напрямків. Останніми роками глибини в МПК забезпечували прохід суден з осадкою не більше 4 м.

Для забезпечення проходження суден з осадкою до 7.2 м запланована реконструкція ГСХ з новими рішеннями, які реалізуватимуться в одну чергу з виділенням 3-х пускових комплексів. Головним проектувальником реконструкції є Філія «ЧорноморНДІпроект» ДП «АМПУ», м Одеса [11, 12], а головним виконавцем робіт з моніторингу дельти Дунаю [13, 14] та оцінки впливів на довкілля (ОВД), в тому числі транскордонних, реконструкції ГСХ на стан навколишнього середовища – УКРНДІЕП, м Харків [15, 16].

У результаті реконструкції ГСХ, МПК повинен бути поглиблений до відміток дна 10 м, у Балтійській системі висот (БС), на прямих частинах і 10.5 м на повороті. Пряму частину існуючої північної огорожувальної дамби планується подовжити у море уздовж МПК на 785 м, а також добудувати до берега, закриваючи мілководдя між МПК і вигнутою частиною дамби. Паралельно з північною збудують південну дамбу загальною довжиною 3755 м. (Рисунок 2). Також заплановане днопоглиблення перекатів уздовж ГСХ із забезпеченням глибин від 8.76 м в гирлі рук. Бистрий до 8.09 м біля м. Рені.



Рисунок 2 – Схема проєктованої компоновки огорожувальних дамб МПК після реалізації 3-х запланованих ПК (зліва) і сучасний супутниковий знімок GoogleMap (справа).

Методами математичного моделювання проаналізовано вплив реалізації технічних рішень реконструкції ГСХ Дунай – Чорне море [11, 12] на розподіл рівнів води в Кілійському рукаві і розподіл витрат між рукавами Очаківський, Старостамбульський і Бистрий. Для цього була розроблена модель Кілійської дельти з придельтовою частиною Чорного моря, що базується на новій версії двовимірної математичної моделі гідродинаміки мілкої води, переносу наносів і морфодинаміки COASTOX-UN [17-19], в якій використовуються паралельні алгоритми розв'язання рівняння мілкої води методом кінцевих об'ємів на неструктурованих розрахункових сітках з трикутними комірками змінного розміру. Суттєвою перевагою нової версії моделі [17-19], є можливість паралельних розрахунків на багатопроцесорних комп'ютерах і графічних процесорах, що дозволяє обчислювати великі задачі гідродинаміки річкових систем і прибережної зони моря у десятки разів швидше порівняно з непаралельною моделлю [5, 7-9]. Було створено два варіанта моделі дельти: для сучасного стану ГСХ і для стану після реконструкції ГСХ.

Область дослідження-моделювання складалась з річкової і морської частини. Ділянка Чорного моря, що входить в область моделювання, включає в себе Жебріянську бухту на півночі, простягається від неї на південь, уздовж узбережжя смугою завширшки 9 км до огорожувальних дамб на виході з Сулінського рукава, охоплюючи бухту Мусура на півдні (Рисунок 3). Область моделювання річкової частини по Кілійському гирлу, через обмеженість батиметричних даних вище за течією і відповідну складність налаштування моделі, починається від м. Кілія. Враховано також, що на цій ділянці Кілійського рукава зосереджено найбільший відносний обсяг днопоглиблювальних робіт на перекатах. Від Кілії до м. Вілкове модель містить всі розгалуження Кілійського гирла: це рукави Соломонів, Прямий, Бабина і Черновка. Від м. Вілкове область моделювання включає основні рукави, на які розділяється Кілійське гирло та які впадають в Чорне море. Це рукави Очаківський, Анкудинов, Полудений, Прорва, Потапівський, Гнеушев, Старостамбульський, Бистрий, Восточний, Циганський, і рукави Лімба (Мусура) і Лебединка, що впадають в мілководну бухту Мусура (Рисунок 3).

Кордони області моделювання будувалися на основі берегових ліній річок та моря, які офірувалися з навігаційних карт української частини дельти Дунаю, та уточнювалися згідно з супутниковими знімками Google та Sentinel-2. Для нових технічних рішень із двома огорожувальними дамбами границі задавалися з планів-креслень реконструкції морської частини ГСХ [12]. Побудовані границі використовувалися як сторони полігона, що містить область дослідження, і опорні дуги

для генерації розрахункових сіток з використанням вільно розповсюджуваної версії програми SMS 13.1 Community Edition від Aquaveo. Розмір трикутних комірок в різних частинах розрахункової сітки задавався відстанню між вершинами уздовж границь полігона. Лінійний розмір комірок змінюється від 800 м на відкритій морській границі до 20 м на узбережжі і по берегах великих рукавів. У вузьких рукавах дельти розмір комірок зменшується до 7-10 м. На виході з рукава Бистрий, уздовж огорожувальних дамб і в МПК розмір комірок 20 м (Рисунок 3).

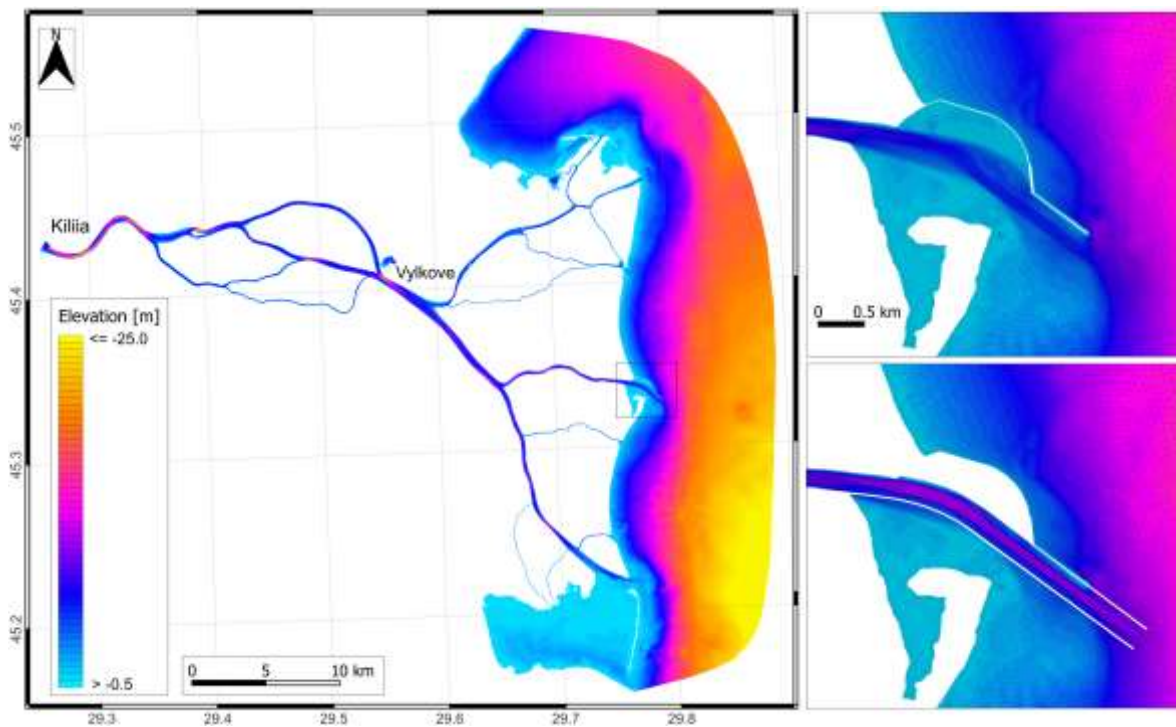


Рисунок 3 – Розрахункова сітка моделі Кілійської дельти з придельтовою частиною Чорного моря з розподілом глибин в БС. На врізках ділянка сітки в районі гирла рукава Бистрий для моделі сучасного стану ГСХ і моделі ГСХ після планованої реконструкції.

Батиметрія області моделювання була створена на основі декількох джерел даних. Для морської частини моделі використовувались відмітки глибин, оцифровані з навігаційних карт. Основним джерелом даних для рукавів дельти стали проміри з відстанню 50 м та 100 м між промірними профілями уздовж ГСХ від гирла рукава Бистрий до м. Рені, виконані філіалом «Дельта-Лоцман» в 2016 р., доповнені на окремих ділянках промірами 2018 і 2019 рр., зокрема на розгалуженні рукавів Старостамбульський і Бистрий і в баровій області рукава Бистрий.

У Старостамбульському рукаві від розгалуження з Бистрим до барової області включно і в Циганському рукаві використовувалися проміри 2001 р. В Очаківському рукаві застосовувалися глибини, оцифровані з навігаційних карт. Для деяких рукавів, таких як Бабіна, Черновка, Гнеушев, Східний, Мусура і Лебединка, не було даних ані

промірів, ані картографічних матеріалів. Батиметрія для цих ділянок будувалася на основі даних на вході та виході з рукавів і коригувалася в процесі налаштування моделі. Глибини МПК і зрізка переكاتів вносились у модель відповідно до планів-креслень і таблиць [11, 12] зі значеннями планованих днопоглиблень.

Порівняння глибин моделі стану дельти після реконструкції ГСХ (включно з днопоглибленням переكاتів) і глибин моделі сучасного стану дельти (до днопоглиблення), вздовж профілю по осі ГСХ, показано на Рисунок 4.

Рисунок 4 демонструє, що в річковій частині дельти днопоглиблення на окремих ділянках переكاتів збільшує максимальну глибину лише на 10%-20%. Значне збільшення глибин заплановано лише на баровій двокілометровій ділянці рукава Бистрий

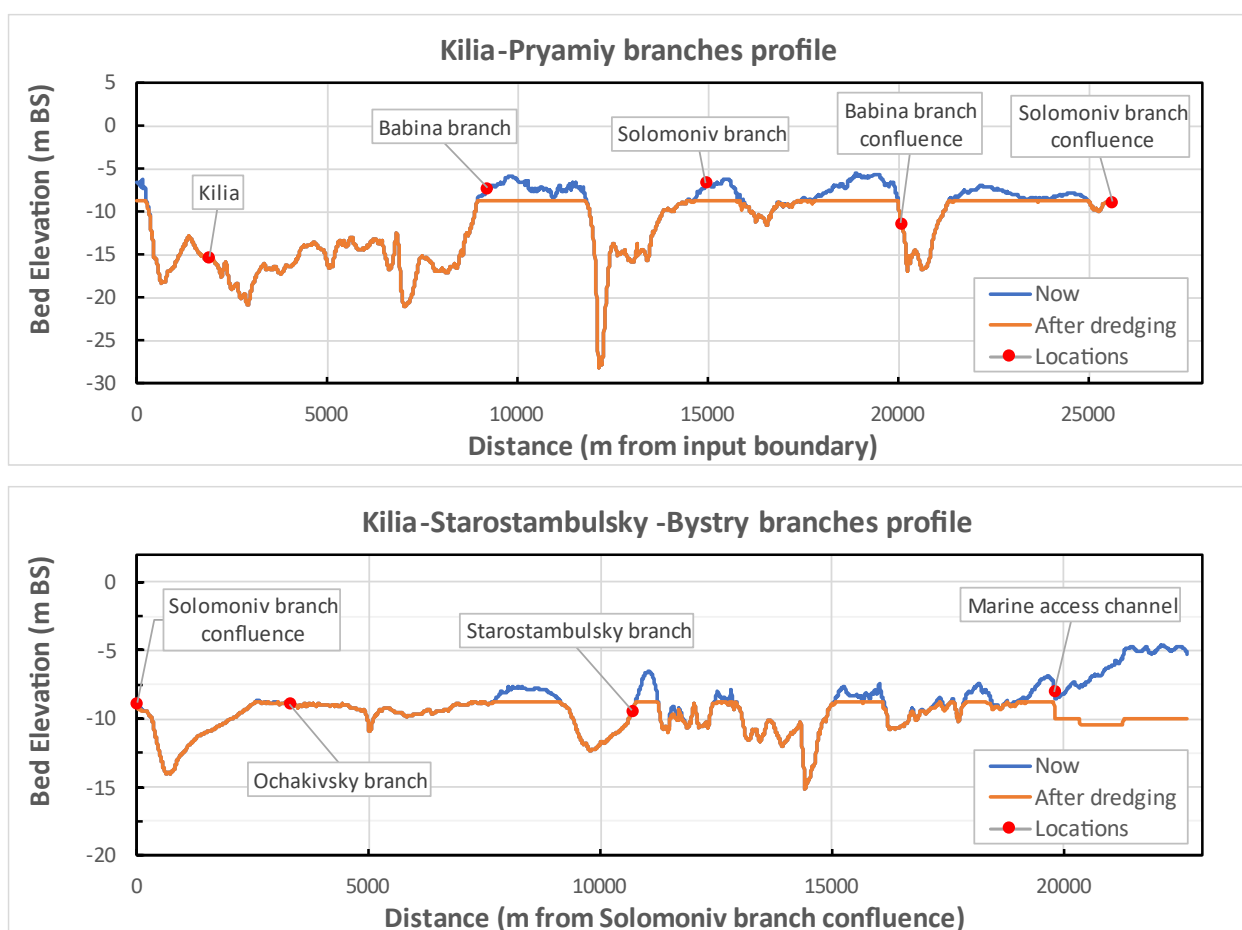


Рисунок 4 – Порівняння глибин моделі стану дельти після реконструкції ГСХ і моделі сучасного стану вздовж профілю по осі ГСХ. Верхній графік – ділянка ГСХ рукавами Кілійський – Прямий від м. Кілія до злиття рукавів Соломонів і Прямий; нижній – ділянка ГСХ рукавами Кілійський – Старостамбульський – Бистрий від злиття рукавів Соломонів і Прямий до огорожувальних дамб МПК.

Розроблена модель дозволяє розраховувати гідрологічний режим Кілійської дельти нижче м. Кілія і в придельтовій частині Чорного моря на основі заданої витрати води у вхідному створі розрахункової сітки та рівня води на морській відкритій границі.

Розподіл течій і рівнів води, крім геометрії моделі і граничних умов, залежить від донного тертя, яке у використаній гідродинамічній моделі COASTOX-UN задається квадратичною залежністю від швидкості течії з коефіцієнтом тертя, визначеним за формулою Маннінга. Для налаштування розподілу коефіцієнту Маннінга в моделі сучасного стану дельти використовувались дані вимірів рівнів і витрат води на гідрологічних постах і гідрометричних створах Дунайської ГМО за 2011-2017 р [20].

Витрати води вимірювались в створах: рук. Соломонів – с. Ліски, рук. Кілійський – м. Вилкове, рук. Очаківський – м. Вилкове (після відгалуження Анкудінова рукава), рук. Старостамбульський, рук. Бистрий. Рівні води вимірювались на постах м. Кілія, с. Ліски, м. Вилкове, пост в рукаві Прірва, пост Велике в Старостамбульському рукаві і пост Бистрий в рук. Бистрий (

Рисунок 1) [20].

Для порівняння результатів моделі і спостережень був обраний рік з найбільш повним набором даних по постах, найближчий до теперішнього часу – 2014 р. З цього набору обрано інтервал весняно-літньої повені 19 квітня – 11 липня, під час якого у Кілійському рукаві у м. Вилкове витрата збільшилась від 2400 м³/с на початку до 7100 м³/с у піку повені. На морській границі задавався рівень моря, виміряний на гідрологічному пості у с. Приморське (Рисунок 5).

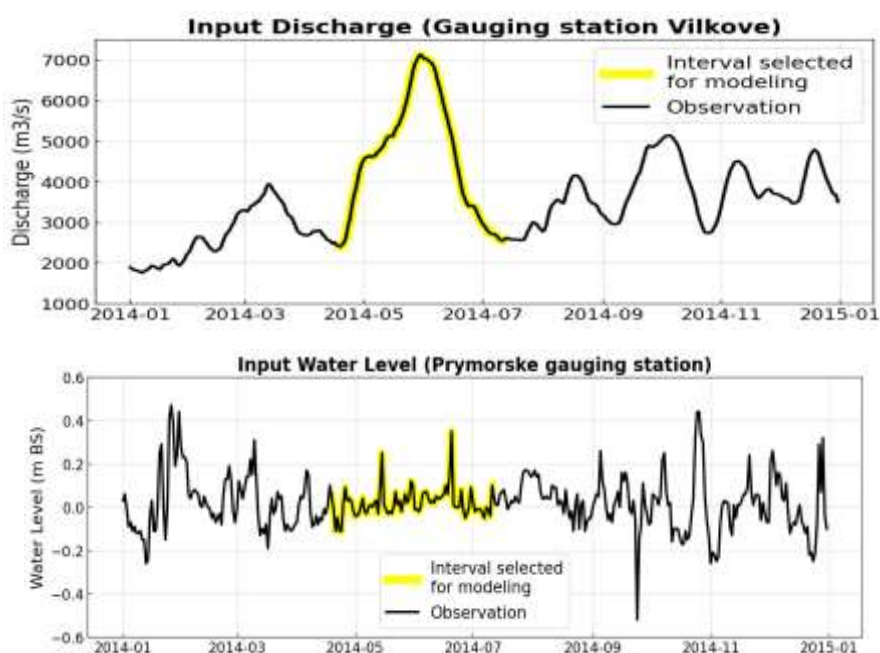


Рисунок 5 – Витрата в Кілійському рук. у м. Вилкове у 2014 р. (вгорі). Рівень Чорного моря у с. Приморському у 2014 р. (внизу). Виділено інтервал весняно-літньої повені 19 квітня . – 11 липня для якого проводилось налаштування моделі дельти.

Коефіцієнт шорсткості Маннінга задавався у Кілійському і Старостамбульському рукавах 0.015, в Очаківському рукаві – 0.013, у рук. Бистрий – 0.01. На ділянках рукавів Бистрий і Старостамбульський, близьких до моря, значення коефіцієнта Маннінга дорівнює 0.025. У прибережній зоні моря коефіцієнт Маннінга покладений рівним 0.02. Такий розподіл коефіцієнту Манінга дозволив отримати найбільше наближення результатів моделювання витрат і рівнів води до результатів вимірів.

Розраховані і виміряні витрати води у весняно-літню повінь 19.04 – 11.07 2014 р. на гідрометричних створах в рукавах Старостамбульський і Бистрий зіставлені на Рисунок 7.

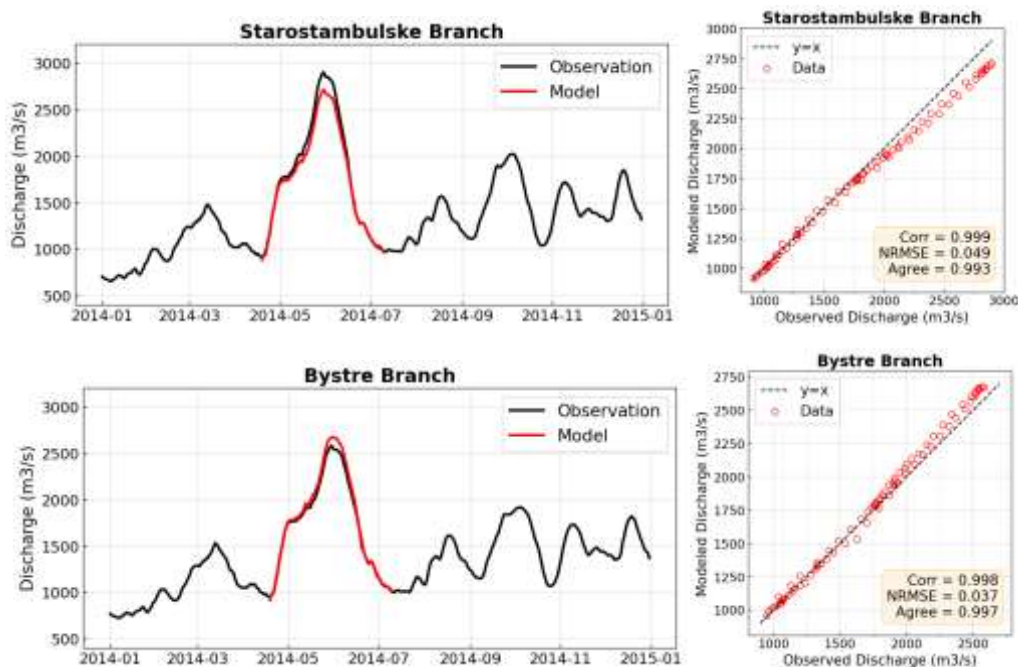


Рисунок 6 – Порівняння промодельованих витрат і виміряних на гідростворах Кілійської дельти для періоду весняно-літньої повені 19 квітня – 11 липня 2014 р.

Статистичні показники: коефіцієнт кореляції, нормована середньоквадратична похибка (NRMSE) та Індекс узгодження Вілмотта [21] (Willmott's index of agreement), що характеризують передбачувану здатність моделі, представлені в **Ошибка! Неверная ссылка закладки..** Вони досить близькі до 1, не нижче 0.99 для всіх гідрометричних створів, а нормована середньоквадратична похибка досить невелика, найбільше значення 0.064 має для Соломонова рукава.

Таблиця 1 – Статистичні показники моделювання витрат в рукавах Кілійської дельти.

	Коефіцієнт кореляції	NRMSE	Індекс узгодження
--	----------------------	-------	-------------------

Соломонів рук.	0.997	0.064	0.99
Кілійський рук. (м. Вилкове)	0.999	0.013	1.0
Очаківський рук. (м. Вилкове)	0.999	0.026	0.998
Старостамбульський рук.	0.999	0.049	0.993
Бистрий рук.	0.998	0.037	0.997

Загалом з безпосереднього візуального аналізу часових графіків та зі значень статистичних показників випливає, що налагоджена гідравлічна модель сучасного стану дельти вірно прогнозує розподіл витрат води по рукавах Кілійської дельти в широкому діапазоні витрат.

Приклад порівняння промодельованих рівнів води у контрольних точках і рівнів води виміряних на гідрологічних постах Кілія (рук. Кілійський) і Бистре (рук. Бистрий) показано на Рисунок 7, а статистичні показники для рівнів води всіх розглянутих гідрологічних постів надані в

Таблиця 2.

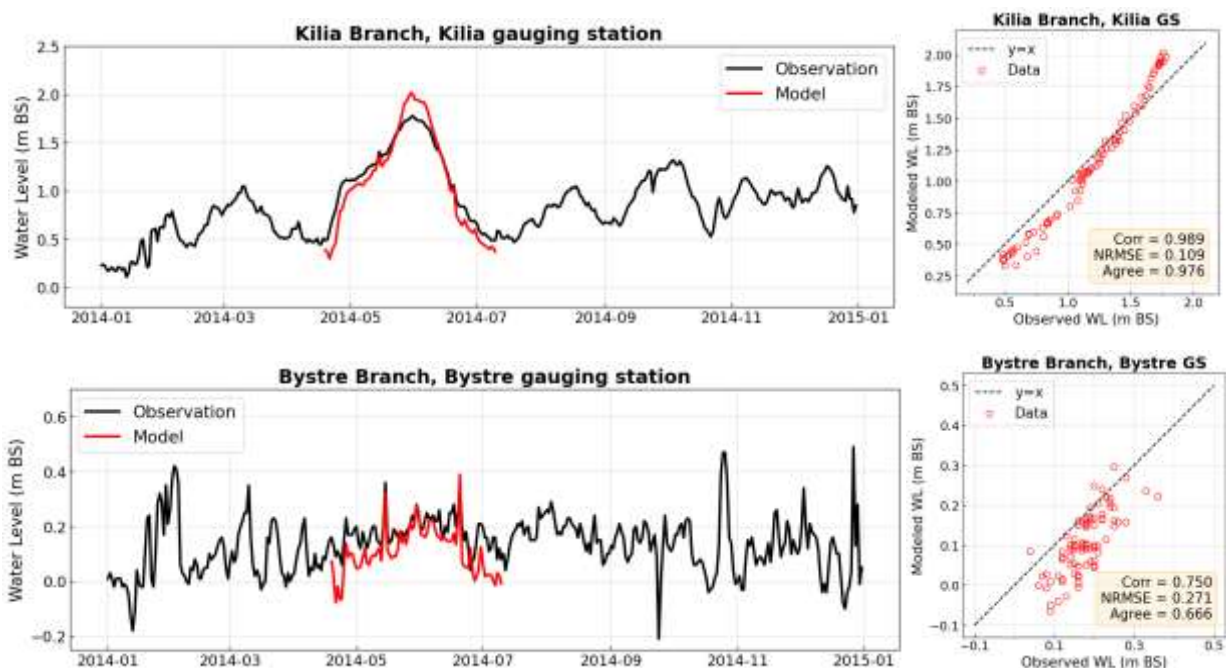


Рисунок 7 – Порівняння промодельованих рівнів води і виміряних на гідропостах Кілійської дельти для періоду весняно-літньої повені 19 квітня – 11 липня 2014 р.

Таблиця 2 – Статистичні показники моделювання рівнів води на гідрологічних постах.

	Коефіцієнт кореляції	NRMSE	Індекс узгодження
Пост Кілія – Кілійський рук.	0.989	0.109	0.976
Пост Ліски - Соломонів рук.	0.984	0.144	0.962

Пост Вилкове - Кілійський рук.	0.978	0.183	0.941
Пост Прорва - рук. Прорва	0.901	0.115	0.929
Пост Бистре - рук. Бистрий	0.750	0.271	0.666
Пост Велике – Старост. рук.	0.864	0.261	0.796

З аналізу статистичних показників і часових графіків слідує, що модель вірно відтворює динаміку рівнів води для верхніх постів, дещо завищуючи рівень при великих витратах в Кілійському рукаві, більших ніж 5800 м³/с , що можна пов'язати із затопленням заплав приморської частини дельти при таких витратах. Відмітки заплав в модель не вводились у зв'язку з відсутністю відповідних даних для приморської частини дельти.

Для трьох нижніх постів, ближчих до морського краю дельти, значний вплив на рівень чинять згінно-нагінні явища і викликане ними коливання підпірного рівня моря.

Результати порівняння показують, що з урахуванням високої точності моделювання розподілу витрат води по рукавах за сучасного стану, модель може бути використана для прогнозу впливу реконструкції ГСХ на гідрологічний режим Кілійської дельти.

Прогнозування проводилось для трьох характерних режимів водності річки – межені, середньої водності і повені з витратами води Кілійського гирла, відповідно, 1800 м³/с, 3400 м³/с і 6000 м³/с. Моделювання здійснювалось для умов підпірних рівнів моря: -0.2 м і 0.0 м БС з ціллю дослідити, як плановані технічні рішення вплинуть на гідрологічний режим дельти при різних рівнях Чорного моря.

Вплив реконструкції ГСХ на перерозподіл стоку між рукавами Очаківський, Старостамбульський і Бистрий було проаналізовано за величинами витрат у рукавах в моделі сучасного стану дельти і в моделях дельти після реконструкції ГСХ, наведеними в .

Таблиця 3.

Таблиця 3 – Розподіл витрат по рукавах Очаківський, Старостамбульський і Бистрий для трьох режимів водності і двох рівнів моря: I – модель сучасного стану дельти; II – модель стану дельти після реконструкції ГСХ.

Гідрологічний режим		Витрати по рукавах дельти, м ³ /с, в дужках: різниця/ відносна зміна		
	Рівень	Очаківський	Старостамбульський	Бистрий.

витрата Q, м ³ /с	Моря WL, м	I	II	I	II	I	II
1800	-0.2	414	405 (-9/ 2.2%)	660	644 (-16/ -2.4%)	726	751 (+25/ +3.4%)
1800	-0.0	421	415 (-6/ -1.4%)	673	661 (-12/ -1.8%)	706	724 (+18/ +2.5%)
3400	-0.2	790	775 (-15/ -1.9%)	1252	1222 (-30/ -2.4%)	1358	1403 (+45/ 3.3%)
3400	-0.0	802	791 (-11/ -1.4%)	1274	1253 (-21/ -1.6%)	1324	1356 (+32/ +2.4%)
6000	-0.2	1430	1405(-25/-1.7%)	2237	2188 (-49/ -2.2%)	2333	2407 (+74/ +3.2%)
6000	-0.0	1446	1427(-19/-1.3%)	2264	2230 (-34/ -1.5%)	2290	2343 (+53/ +2.3%)

Результати, наведені у .

Таблиця 3, показують, що реконструкція ГСХ (добудова другої огорожувальної дамби і днопоглиблення МПК і перекатів) впливає на розподіл витрат по рукавах Кілійської дельти незначним чином. Найбільша відносна зміна стоку рукава не перевищує 3.5%. Стік Очаківського рукава зменшується (максимальна відносна зміна 2.2%), а водність системи рукавів Старостамбульський і Бистрий збільшується. Загалом зміни в витратах води в річкових рукавах в 1% - 3% є нижчими від похибки вимірювання витрат води в річкових системах і значно меншими їх природної варіабельності.

Щодо впливу реконструкції ГСХ на рівні води в рукавах дельти, моделювання показує, що після днопоглиблення МПК і перекатів рівні води в рукавах від м. Кілія знижуються. (Рисунок 8 і

Таблиця 4). Для межени зменшення в межах 1-2 см. Максимальне зниження 8.5 см спостерігається в Кілійському рукаві, до розгалуження на рук. Соломноів і Прямий, для режиму повені і рівня моря -0.2 м.

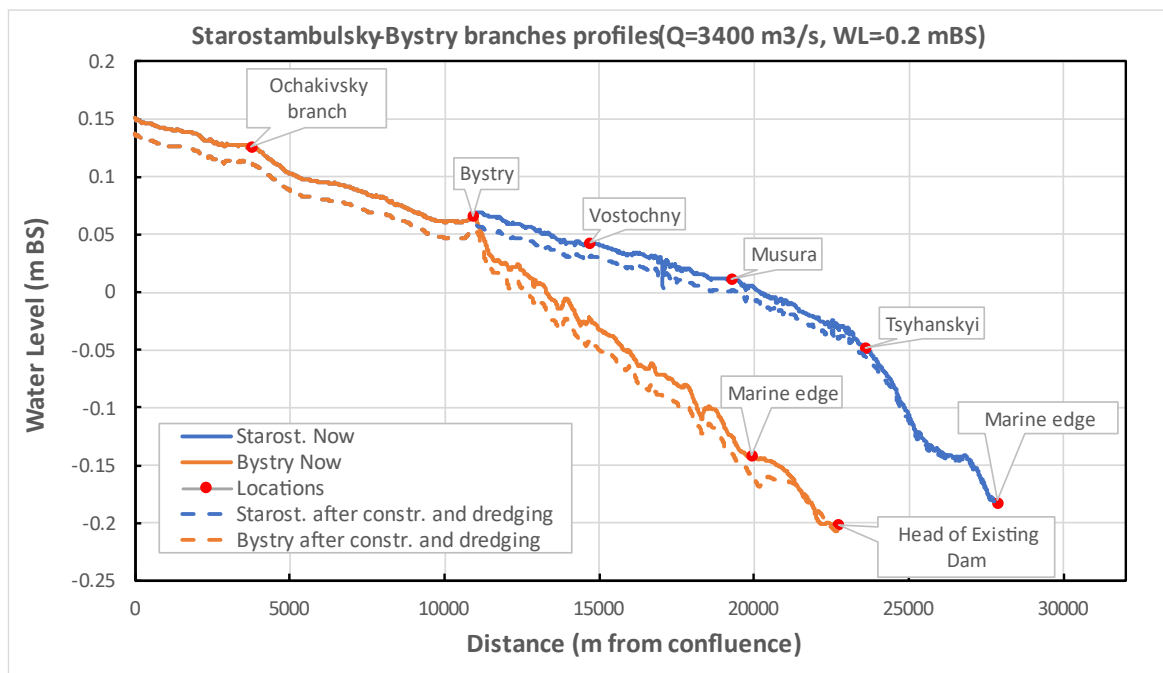


Рисунок 8 – Порівняння профілів рівнів води в рукавах Старостамбульській і Бистрий, в моделях сучасного стану дельти і стану дельти після реконструкції ГСХ для режиму середньої водності (витрата 3400 м³/с) і рівня моря -0.2 м БС.

В рукавах Старостамбульській і Бистрий середнє пониження рівня менше – для всіх розглянутих гідрологічних режимів воно лежить в межах приблизно 3 см. Максимальне пониження рівня в рукаві Бистрий після реконструкції ГСХ спостерігається на морському краю дельти напроти початку другої огорожувальної дамби. Відносно впливу реконструкції ГСХ на рівні води в рукавах дельти, моделювання показує, що після днопоглиблення МПК і перекатів рівні води в рукавах від м. Кілія знижуються. (Рисунок 8 і

Таблиця 4). Для межені зменшення в межах 1-2 см. Максимальне зниження 8.5 см спостерігається в Кілійському рукаві, до розгалуження на рук. Соломноів і Прямий, для режиму повені і рівня моря -0.2 м. В рукавах Старостамбульській і Бистрий середнє пониження рівня менше – для всіх розглянутих гідрологічних режимів воно лежить в межах приблизно 3 см. Максимальне пониження рівня в рукаві Бистрий після реконструкції ГСХ спостерігається на морському краю дельти напроти початку другої огорожувальної дамби.

Таблиця 4 – Характеристики зменшення рівня води (середнє відхилення на рукаві МАЕ і максимальне відхилення на рукаві МахАЕ) від сучасних рівнів в рукавах Кілійській – Прямий, Старостамбульській і Бистрий після реконструкції ГСХ для трьох режимів водності і двох рівнів моря

Гідрологічний режим (витрата, рівень моря)	МАЕ(МахАЕ) у рукавах, см		
	Кілійський – Прямий	Старостамбульський	Бистрий
Q=1800 м3/с, WL=-0.2 м БС	1.29 (2.08)	0.36 (0.50)	0.45 (0.70)
Q=1800 м3/с, WL=-0.0 м БС	1.00 (1.65)	0.22 (0.33)	0.27 (0.46)
Q=3400 м3/с, WL=-0.2 м БС	3.37 (5.24)	1.09 (1.52)	1.40 (2.38)
Q=3400 м3/с, WL=-0.0 м БС	2.67 (4.37)	0.67 (1.00)	0.84 (1.58)
Q=6000 м3/с, WL=-0.2 м БС	5.60 (8.53)	2.26 (3.21)	3.13 (6.54)
Q=6000 м3/с/WL=-0.0 м БС	4.76 (7.59)	1.52 (2.28)	1.97 (4.43)

Проведене дослідження дозволяє зробити висновок, що реконструкція ГСХ призведе до незначного пониження рівнів води в рукавах Кілійський, Старостамбульський, Бистрий, Цю систематичну різницю рівнів в декілька сантиметрів в порівнянні з розподілом рівнів до реалізації проекту реконструкції ГСХ буде неможливо виявити при гідрологічному моніторингу дельти після реалізації запланованих технічних рішень.

Література

1. Report on the likely significant adverse transboundary impacts of the Danube - Black Sea navigation route at the border of Romania and the Ukraine /Espoo inquiry commission. – 2006. 67 p.
2. Оцінка імовірних транскордонних впливів на довкілля глибоководного суднового ходу Дунай - Чорне море на українській ділянці дельти. Редакція 2. Додаток до ОВНС у складі робочого проекту «Створення глибоководного суднового ходу р. Дунай - Чорне море на українській ділянці дельти. Повний розвиток». Частина 1. – Харків, УкрНДІЕП, 2009. – 248 с.
3. Аніщенко Л. Я., Свердлов Б.С. Особливості оцінки впливу на водну екосистему днопоглиблювальних робіт у різних за класами водних об'єктах / Екологія довкілля та безпека життєдіяльності.–К., 2008. – № 3. – С. 5–12.

4. Аніщенко Л.Я., Єременко Є.В. Визначення можливості та основних параметрів негативного транскордонного впливу спорудження і експлуатації великих гідротехнічних об'єктів // «Екологія та промисловість». – 2009. – № 1. С. 70–75.
5. Zheleznyak M., Khomitsky V., Kivva S., Demchenko, R., Kolomiets, P. Ю Shepeleva, T. Laboratory and Numerical Studies of Waves, Currents and Sediment Transport at the Deepwater Navigation Channel in the “Bystroe” Arm of the Danube Delta / International Conference Coastal Engineering ICCE-2006, Book of abstracts, San Diego, California, USA, 2–8 September 2006. P 400. Режим доступу: <https://rb.gy/sedm44>.
6. Демченко Р.И., Железняк М.И., Кивва С.Л., Коломиец П.С. Хомицкий В.В., 2006. Гидродинамика прибрежной зоны Черного моря в районе устья рукава Быстрый дельты р. Дунай: 1. Трансформация волн на неоднородностях дна и течениях. *Прикладна гідромеханіка*. 2006. Т. 8, № 4. с. 15-25.
7. Демченко Р., Железняк М., Кивва С., Коломиец П. 2006. Численная модель волн, течений и переформирования берегов прибрежной зоны моря. *Моделювання -2006: 36. Трудів конф.–Київ: Інститут проблем моделювання в енергетиці НАН України*, с. 197-203. Режим доступу: <https://tinyurl.com/s5fzww97>
8. Kivva S., Zheleznyak M. Two-dimensional modeling of rainfall runoff and sediment transport in small catchment areas. *International Journal of Fluid Mechanics Research*. 2005;32(6). pp 702-717.
9. Monte, L., Perianez, R., Kivva, S., Laptev, G., Angeli, G., Barros, H., Zheleznyak, M., 2006. Assessment of state-of-the-art models for predicting the remobilisation of radionuclides following the flooding of heavily contaminated areas: the case of Pripjat River floodplain. *J. Environmental Radioactivity*, 88(3), pp.267-288.
10. Summary and Finding of the Transboundary Environmental Impact Assessments of Danube-Black Sea Navigation Route Project implemented in the Ukrainian part of the Danube Delta, 2009. Pages 115-120. Режим доступу <https://rb.gy/iz6g8l>
11. Реконструкція об'єктів будівництва «Створення глибоководного суднового ходу р. Дунай - Чорне море на українській ділянці дельти. ТЕО. Том 1. Загальна пояснювальна записка. Текстова частина. Філія «ЧорноморНДІпроект» ДП «АМПУ». – Одеса, – 2023 р.
12. Реконструкція об'єктів будівництва «Створення глибоководного суднового ходу р. Дунай - Чорне море на українській ділянці дельти. ТЕО. Том 2. Частини 1–3. Креслення. Філія «ЧорноморНДІпроект» ДП «АМПУ». – Одеса, – 2023 р.
13. Гриценко А. В, Васенко О. Г. Місце екологічного моніторингу у вирішенні проблем розвитку Придунав'я. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. 2015(37):3-18.

14. Васенко О. Г., Міланіч Г. Ю. Аналіз результатів транскордонного екологічного моніторингу української частини дельти Дунаю (2018-2022 рр.). / Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XVIII Міжнародної науково-практичної конференції – м. Харків, – УКРНДІЕП. – 2022. – С. 71–73.
15. Звіт з оцінки впливу на довкілля планованої діяльності «Реконструкція об'єктів будівництва «Створення глибоководного суднового ходу р. Дунай - Чорне море на українській ділянці дельти». – Х. 2023. 1169 с. Режим доступу <http://eia.menr.gov.ua/uk/cases?number=2020645896>.
16. . Аніщенко Л. Я., Сverdlov B. C., . Пісня.Л. А., Барміна І. В. Оцінка кумулятивного впливу реалізації проєкту реконструкції об'єктів глибоководного суднового ходу та господарської діяльності у дельті Дунаю. // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: зб. наук. пр. / УКРНДІЕП; ХНУ імені В. Н. Каразіна – Х.: ПП «Стиль-Іздат», 2023. — Вип.45. С. 18–33.
17. Sorokin, M., Zheleznyak, M., Kivva, S., Kolomiets, P. and Pylypenko, O., 2020. High performance computing of waves, currents and contaminants in rivers and coastal areas of seas on multi-processors systems and GPUs. *EGU General Assembly 2020*, pp.4-8. Режим доступу <https://tinyurl.com/ftzfnb88>.
18. Zheleznyak, M., Kivva, S., Pylypenko, O., Sorokin, M. Modeling of Behavior of Fukushima-Derived Radionuclides in Freshwater Systems. In: Nanba, K., Konoplev, A., Wada, T. (eds) *Behavior of Radionuclides in the Environment III*. Springer, Singapore. 2022, p. 199–252.
19. Сорокін, М. Розпаралелювання чисельних розв'язків рівнянь мілкої води методом скінченних об'ємів для реалізації на багатопроесорних системах і графічних процесорах. *Екологічна безпека та природокористування*, 2023, 46(2), с. 163–193. <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2023.2.163-193>.
20. Звіти Дунайської гідрометеорологічної обсерваторії ДСНС Програми гідрологічного моніторингу дельти Дунаю, яка координується УкрНДІЕП в рамках проєкту ГСХ. Науковий керівник В.М.Морозов, Ізмаїл, 2018 -2022.
21. Willmott C.J. On the validation of models. *Phys. Geogr.*, 1981, 2, p. 184–194.

Антощенко Р. В.¹, д.т.н., професор,

Галич І. В.¹, к.т.н., доцент,

Черепньов І. А.¹, к.т.н., доцент

¹Державний біотехнологічний університет, Харків, Україна

Адамова Г. В.²,

²Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», Харків, Україна

АНАЛІЗ ДОСЛІДЖЕНЬ ВПЛИВУ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОЇ МЕХАНІЗАЦІЇ НА ДОВКІЛЛЯ, ЗДОРОВ'Я ОПЕРАТОРІВ ТА АГРОПРОДУКЦІЮ

Як відомо, спроби вирішити проблему забруднення навколишнього середовища на міжнародному рівні мають більш ніж півстолітню історію. Зокрема, це питання було включено до порядку Стокгольмської конференції ООН з навколишнього людині середовищі в 1972 році. Ще через сім років була підписана Конвенція про транскордонне забруднення повітря на великі відстані, яка увійшла в історію під неофіційною назвою «Конвенція про повітря». Однак, незважаючи на зусилля декількох десятків держав, проблема не тільки не вирішена, але постійно загострюється і створює загрози не тільки здоров'ю людства та компонентам природного середовища, а й продовольчій безпеці в глобальних масштабах.

Дослідження в галузі викидів вихлопних газів мають фундаментальне значення, оскільки вони призведуть не тільки до дотримання законодавства, а й до безпосереднього впливу на навколишнє середовище і здоров'я людини. У зв'язку з цим слід заохочувати застосування оцінки життєвого циклу до досліджень викидів вихлопних газів, оскільки це допоможе зрозуміти ефективну роль законодавства щодо впливу сільськогосподарської механізації на навколишнє середовище і розповсюдити знання серед зацікавлених сторін, політиків і фермерів.

Аналіз наведеної нижче літератури показав, що у авторів існують різні пріоритети по відношенню до різних видів забруднювачів повітря, які викидаються в атмосферу в процесі роботи двигунів тракторів..

У роботі [1] зазначено, що: вартість збитку, пов'язаного з впливом забруднення повітря лише для населення Європи становить 1,6 трильйонів доларів. Крім того, за

науково обґрунтованими прогнозами до 2050 року цей негативний фактор може призвести до скорочення виробництва продовольства на 10%, при можливому зростанні населення Землі на 50%.

Значну увагу загрозам, що реалізуються у забрудненні повітря приділяє Всесвітня організація охорони здоров'я, яка у 2021 році опублікувала нові рекомендації [2] щодо якості повітря. В якості основної мети в [2] позначено необхідність звернути особливу увагу на небезпеку забруднення атмосфери твердими частинками $PM_{2,5}$, PM_{10} , діоксидом азоту (NO_2), озоном (O_3), діоксидом сірки (SO_2) і монооксидом вуглецю (CO). Ці забруднювачі були обрані, через їх загальне планетарне значення, що абсолютно не означає, що інші забруднювачі повітря менше значимі. В якості недоліків в загальносвітовій практиці моніторингу стану повітря названо неадекватний моніторинг у сільській місцевості та за межами великих міст у багатьох країнах. Незважаючи на зростаючий контроль пилу, обсяг вимірювання рівнів забруднення озоном, діоксидом азоту і діоксидом сірки також недостатній.

У роботі [3] розглянуто основні напрямки, за якими в процесі сільськогосподарської діяльності здійснюється забруднення повітря, а саме: процеси обробітку ґрунту, застосування хімічних речовин (добрив та пестицидів), вирощування рису, тваринництво, сільськогосподарська промисловість та утилізація сільськогосподарських відходів, механізація процесів тощо.

У роботі [4] показано, що фермери США в процесі виконання трудової діяльності практично постійно в тій чи іншій мірі знаходяться під впливом вихлопних газів дизельного палива тракторів або інших механізмів. На підставі даних висвітлених у вищевказаній роботі було складено діаграму (рис. 1), що ілюструє розподіл виробничої діяльності протягом робочого дня у відсотках.

У цій же роботі наводяться результати опитування населення Австралії, який показав, що більше 90% фермерів регулярно піддаються впливу вихлопних газів дизельних двигунів і що вони є другим за поширеністю канцерогеном після сонячної радіації.

За даними індійських вчених представлених в роботі [5] широкомасштабне використання тракторів, комбайнів і дизелів, для трубчастих колодязів та інші засоби є основними факторами антропогенного походження, що сприяють забрудненню повітря у сільській місцевості.

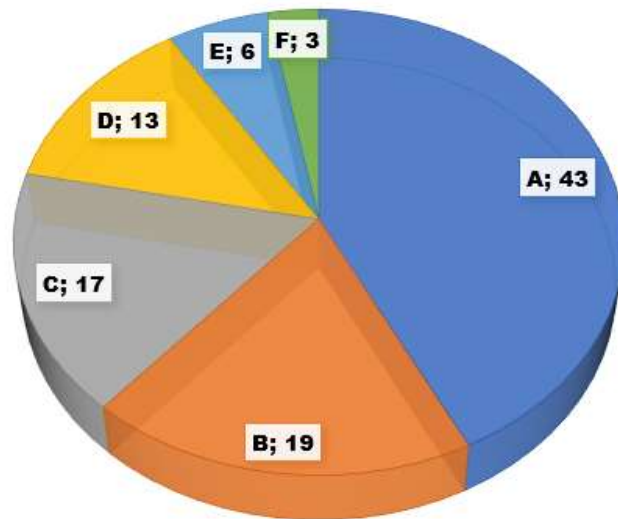


Рисунок 1 – Розподіл виробничої діяльності протягом робочого дня у відсотках, де: А- технічне обслуговування транспортних засобів, В- легкі роботи на фермі, С- підготовка ґрунту / посадка, D - робота з тваринами, Е - перехідний період, F- водіння. (складено на підставі [4]).

У ряді країн проводяться дослідження спрямовані на те, щоб визначити як впливає режим роботи на кількість викидів небезпечних хімічних речовин у вихлопних газах. Під режимом роботи розуміється використання різного обладнання, в процесі виконання відповідних операцій. Крім того оцінюється і вплив потужності двигуна.

За даними роботи [3], в якій представлені результати робіт фахівців Єгипту, нами складена діаграма, на якій показано Вплив потужності двигуна тракторів на масу викиду монооксиду вуглецю (CO) на одиницю оброблюваної площі ґрунту (рис.2).

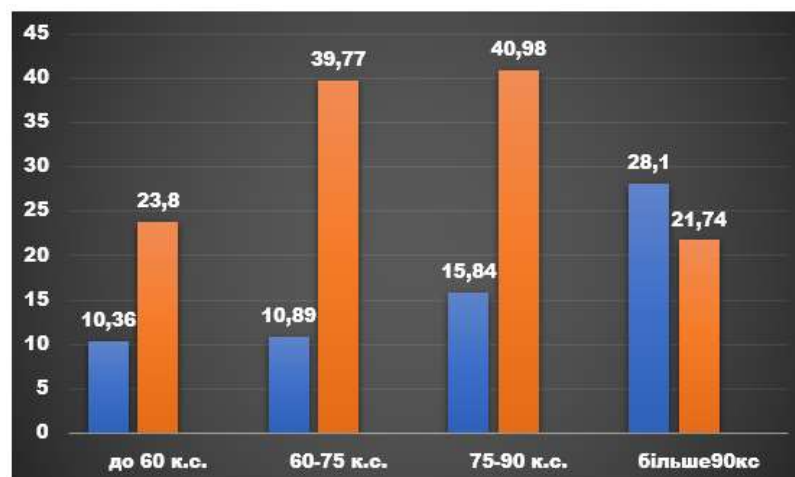


Рисунок 2 – Вплив потужності двигуна тракторів на масу викиду CO в кілограмах для одиниці оброблюваної площі ґрунту у один феддан (1 феддан (Єгипет) = 0,42 га – примітка авторів) (складено на підставі [5]).

У роботі [6] представлені результати експериментів проведених в Ірані, в ході яких реєструвалося викиди двигуна трактора модель MF285 в процесі роботи з різним навісним обладнанням. Результати представлені на рис. 3 і 4.

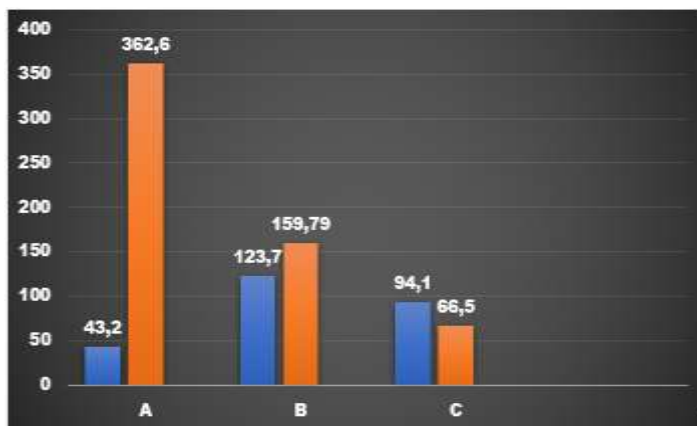


Рисунок 3 – Викиди HC (ppm)(синій) та NO (ppm) (жовтогарячий) із двигуна трактора з різним навісним обладнанням, де:

A - розкидач відцентрового типу, B - роторний культиватор. C - обприскувач стрілоподібного типу (складено на підставі [6]).

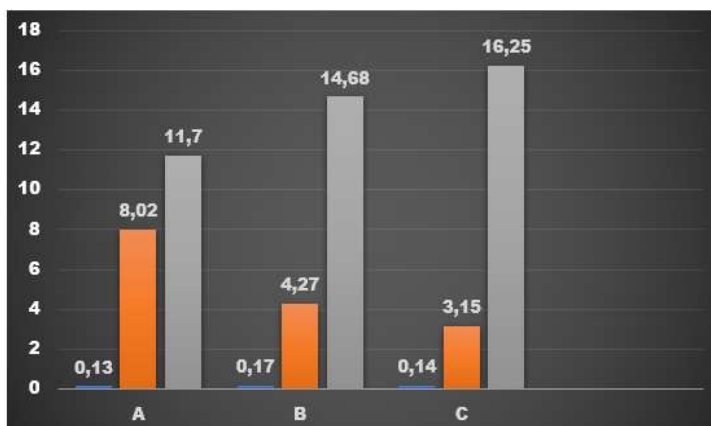


Рисунок 4 – Викиди CO, CO₂, O₂ у відсотках до суми всіх викидів двигуна трактора у роботі з різним навісним обладнанням, де: A - розкидач відцентрового типу, B - роторний культиватор, C- обприскувач стрілоподібного типу (складено на підставі [6])

Результати показали, що всі виміряні вихлопні гази за будь-яких умов експлуатації вище, ніж в стаціонарному режимі.

У роботі [7] проаналізовано 24 наукові практичні дослідження, що були зосереджені на новітніх конструкціях двигунів тракторів та практично використовували прилади: для відбору потужності двигуна, портативні газоаналізатори, електронні блоки керування для моніторингу параметрів техніки та палива, витратоміри тощо. На рис. 5 нами представлений узагальнений огляд частоти публікацій про кожен компонент забруднювачів довкілля, що характеризує, які саме гази вивчалися.

Переважна більшість досліджень вивчали такі гази, як CO₂, CO та NO_x, а потім HC та PM й інші. Деякі дослідження аналізували вплив різних паливних сумішей (33,3%), тоді як лише кілька досліджень аналізували навантаження на навколишнє середовище польових робіт з урахуванням коливань вихлопних газів (16,7%). Найважливіші втручання, які були виявлені в цих дослідженнях, стосувалися необхідності підвищення ефективності використання палива, впровадження технічних рішень щодо онвлення лімітів викидів, а саме щодо зменшення викидів забруднюючих речовин.

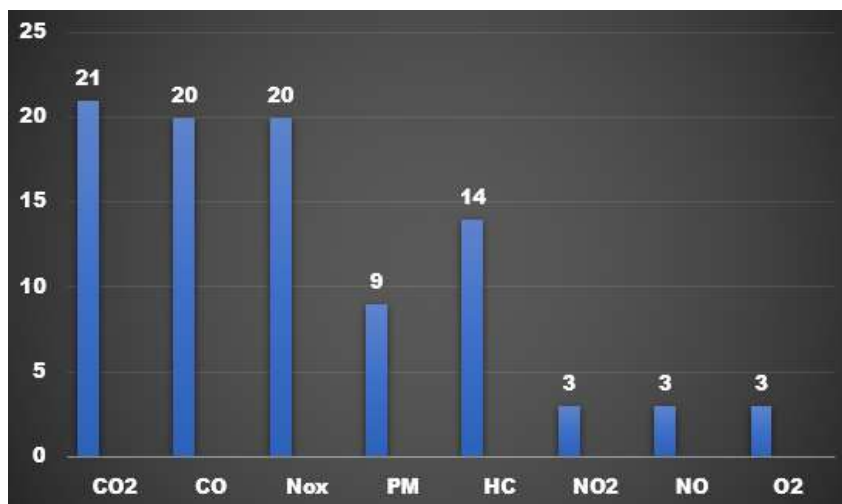


Рисунок 5 – Кількість публікацій про складові вихлопних газів тракторних двигунів із 24 наукових дослідженнях розглянутих в аналітичному огляді [7].

Окрім загрози для здоров'я операторів автотракторної техніки та інших осіб, що працюють у сфері аграрного виробництва, викиди двигунів внутрішнього згорання здатні завдати істотної шкоди і сільськогосподарським культурам. Зокрема, як зазначено в роботі [8]: SO₂ - призводить до хронічного пошкодження шпинату, NO₂ - пригнічує ріст томатів і знижує урожай цитрусових, O₃ - здатний негативно впливати на пшеницю.

Таким чином з'ясовано, що у зв'язку із запровадженням граничних значень викидів і необхідністю пошуку технічних рішень для дотримання цих обмежень за останні десятиліття науково-прикладні дослідження активізувалися фактично у всіх країнах.

Основними висновками та рекомендаціями в галузі захисту здоров'я людини та екологічної безпеки в аналітичному огляді наукових публікацій результатів цих досліджень є наступне:

1) Наполегливо не рекомендується працювати за надзвичайно низьких і надзвичайно високих навантажень на двигун через витрату пального, викиди

вихлопних газів та ефективність двигуна. Оскільки в певному середньому діапазоні крутного моменту і частоти обертання двигуна, а також з так званою «зниженою передачею» дає змогу двигунам працювати в оптимальних умовах, забезпечуючи хороші результати під час експлуатації в польових умовах та задовільні результати з погляду витрати пального та викиду вихлопних газів в атмосферу.

2) Використання сумішей біопалива з низьким вмістом біопалива порівняно з викопним паливом є підходящим рішенням для досягнення хороших екологічних показників за умови збереження корисної продуктивності двигуна порівняно з чистим дизельним паливом, тоді як за високого вмісту біопалива в сумішах продуктивність двигуна, витрата палива і викиди вихлопних газів погіршуються.

3) Оскільки технології в цій галузі досягли величезного прогресу, необхідно провести додаткові дослідження з виявлення обґрунтованих моделей зниження викидів вихлопних газів під час польових робіт, а також зосередити увагу на ширшій групі тракторів з малою, середньою і високою потужністю двигуна, а також на самохідних машинах, таких як обприскувачі та комбайни.

Отже, із огляду та аналізу опублікованих наукових джерел є не так багато інформації про достатність вимірювань викидів вихлопних газів, які використовували б метод оцінки життєвого циклу, що міг би привести до цілісної оцінки екологічних показників у сільськогосподарській механізації.

Література:

1. Clean Air for Life. *United Nations Economic Commission for Europe (UNECE)*: веб-сайт. URL: <https://unece.org/environment/documents/2021/06/cleanairforlife> (дата звернення 08.09. 2024).
2. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization: веб-сайт. URL:<https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228> (дата звернення 08.09. 2024).
3. Mosa S., Metwally W., Ibrahim R. The impact of using agricultural tractors on air. *Egyptian Journal of Agricultural Research*. 2015. URL: https://www.researchgate.net/publication/365636950_THE_IMPACT_OF_USING_AGRICULTURAL_TRACTORS_ON_AIR_QUALITY (дата звернення: 07.09. 2015).
4. Sauvé J.-F., Stapleton, E., O'Shaughnessy P., Locke S., Josse P., Altmaier R., Friesen M. Diesel Exhaust Exposure during Farming Activities: Statistical Modeling of Continuous

- Black Carbon Concentrations. *Annals of Work Exposures and Health*. 2020. № 64(5). P.503–513. doi:10.1093/annweh/wxaa032
5. Majra J. P. Air Quality in Rural Areas. *Chemistry, Emission Control, Radioactive Pollution and Indoor Air Quality/* editor: Mazzeo N. InTech/2011/ P.619-638/ doi:10.5772/16890.
6. Gholami R., Rabbani H., Lorestani Ali Nejat, Javadikia P., Jaliliantabar F. An experimental investigation of exhaust emission from agricultural tractors. *International Energy and Environment Foundation*. 2013. Vol.4, № 4. P. 713-720.
7. Lovarelli D., Bacenetti J. Exhaust gases emissions from agricultural tractors: State of the art and future perspectives for machinery operators. *Biosystems Engineering*. 2019. Vol. 186. P. 204-213. doi: 10.1016/j.biosystemseng.2019.07.011.
8. Devrajani S, Qureshi M, Imran U, Nisa T. Impact of Gaseous Air Pollutants on Agricultural Crops in Developing Countries: A review. *Journal of Environmental Science and Public Health*. 2020. № 4. P. 71-82. DOI:10.26502/jesph.96120086.

Бабіч О. В., канд. техн. наук, ст. дослідник;

Білоус В. Б.

Какуня С. О.

*Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова,
м. Харків, Україна*

РУЙНУВАННЯ КОНСТРУКЦІЙНИХ ТРУБОПРОВОДІВ В СИСТЕМІ ВОДОПОСТАЧАННЯ (АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД)

Водопровідна мережа є найбільш дорогою і дуже відповідальною підсистемою системи водопостачання об'єкта. Дуже складним є процес її функціонування. Основна вимога, що ставиться до водопровідних мереж, - безперебійна подача води до точок її відбору за умови забезпечення необхідної кількості води, що подається, і необхідних напорів. Лінії водопровідних мереж монтують з труб, тобто з елементів, що виготовляються заводським способом. На місці будівництва проводяться тільки з'єднання труб і їх укладання [1].

Відповідно до умов роботи водопровідних ліній у процесі експлуатації до них ставлять наступні вимоги:

а) міцність, тобто високий опір всім можливим (заданим) внутрішнім і зовнішнім навантаженням;

б) герметичність;

в) гладкість внутрішньої поверхні стінок, що забезпечує найменші втрати напору на тертя при русі води;

г) довговічність, тобто тривалий термін служби, що обумовлюється в основному досить високим опором матеріалу труб (або їх покриттів) зовнішнім і внутрішнім агресивним діям води, що транспортується, ґрунтів, ґрунтових вод і т.п. Крім того, труби, як і всі елементи збірної будівництва, повинні забезпечувати можливість їх легкого, простого, швидкого і надійного з'єднання (монтаж стиків).

Нарешті, водопровідні лінії повинні задовольняти вимогам найбільшої економічності. Напірні водопровідні труби мають бути розраховані на опір силам тиску води на внутрішню поверхню їх стінок. Витоки води з мережі можуть привести також до промиву ґрунту і викликати серйозні аварії. В системах водопостачання різних об'єктів і в різних місцевих умовах всі основні параметри, які необхідно враховувати при виборі типу труб (кількість води, що подається, внутрішній робочий тиск, характер

ґрунтів тощо), міняються у дуже широких межах. У сучасній практиці будівництва водоводів і зовнішніх водопровідних мереж широко застосовують чавунні, сталеві, азбестоцементні і залізобетонні труби. На сьогодні все більше застосування в світовій практиці отримують заздалегідь напружені залізобетонні труби і труби із синтетичних матеріалів (пластмасові) [2].

Труби сталеві усередині емальовані призначені для транспортування рідин, а також агресивних речовин при температурі від – 30 до 2000 °С і тиску до 1 МПа. Як металева оболонка використовують безшовні сталеві труби, а емальований шар – склоемаль. Виготовляють також сталеві, емальовані усередині, відводи, трійники і переходи з привареними фланцями [3].

Одним з ефективних варіантів боротьби з поверхневою біокорозією матеріалів може бути обробка поверхні конструкцій і споруд озоном або анодним гелем, який одержують при електродному розкладанні води постійним електричним струмом. Механізм впливу окислювача полягає в руйнуванні бактерій шляхом інактивації бактеріальних протеїнів, тобто дифузією через мембрану клітини в цитоплазму з ураженням життєвих центрів. Озон може використовуватися як в газоподібній формі, так і у вигляді водних розчинів і аерозолів. Застосування озону дозволяє ефективно вирішувати проблеми стерилізації, дезінфекції, дезодорації та очищення від органічних забруднювачів. Озонову обробку можна використовувати на об'єктах залізничного транспорту і метрополітену, включаючи вокзали, станції, вагони тощо [3]. Незважаючи на позитивний вплив озонування (поліпшення органолептичних показників якості питної води) даний метод є вартісним та нетехнологічним для обробки складних за конструкцією та значних за довжиною трубопроводів. А також при озонуванні води органічні забруднюючі речовини піддаються деструкції, в результаті збільшується кількість сполук, які розкладаються біологічно. Це створює сприятливі умови для повторного бактеріального забруднення очищеної води.

Для України особливе значення має попередження біокорозії у водних резервуарах. Трубопроводи піддаються корозійним процесам, а на їхній внутрішній поверхні утворюються біоплівки, що служить носієм для імобілізації мікроорганізмів, що створює для них сприятливі умови для життєдіяльності. З іншого боку, погіршуються органолептичні властивості води і зростає небезпека переносу інфекційних токсичних речовин. В зарубіжній літературі повідомляється про виявлення грибів у питній воді з водорозподільної мережі, а саме наявність у водопровідній воді мезофільних грибів, частіше з роду *Aspergillus*, що викликають бронхіти, алергії, дерматомікози. Внутрішня поверхня трубопроводів утримує бактеріальні клітини і

спори грибів, а гриби можуть виживати під час обробки води і потрапляти у розподільну мережу через неефективні фільтри. Гриби водного походження суттєво впливають на смак та запах води, особливо при накопиченні токсичних речовин. Вирішенням цієї проблеми є використання ефективних нетоксичних біоцидів [4].

Широко відоме використання жорстких біоцидних добавок (що вбивають мікроорганізми-бідеструктори) в органічних ґрунтовках і фарбах, які наносяться на поверхню сталевих трубопроводів. Однак, жорсткі біоциди токсичні та екологічно шкідливі. Окрім цього, на місці їх дії згодом з'являються нові види, стійкі до дії даного біоциду і, як правило, не менше агресивні до матеріалу.

Більш ефективний інший підхід – використання м'яких біоцидів (не вбивають гриби та бацили-руйнівники, а подавляють їх діяльність на десятки років). М'які біоциди можуть бути додані в електроліти, фарби, конверсійні покриття як наповнювачі, а також застосовуватися до і після обробки поверхні, що захищається лакофарбовими матеріалами. При цьому витрата біоцидів на 1 м² поверхні обчислюється міліграмами, вартість лакофарбових покриттів з добавками істотно не зростає, між тим, захисний ефект збільшується, як мінімум, у 2 рази. Однак, при використанні лакофарбових покриттів застосовуються біологічно небезпечні органічні розчинники, що випаровуються в повітря після їх нанесення. Лакофарбові покриття є хімічно та механічно нестійкими, що позначається не тільки на цілісності конструкції, а також може значно посилити навантаження на екосистему внаслідок утворення токсичних продуктів реакції. Тому актуальною проблемою є впровадження ефективних методів захисту матеріалів від біокорозії, зокрема, використання біоцидних нетоксичних поліфункціональних матеріалів та покриттів.

Для запобігання внутрішньої поверхні труб від корозії застосовують різні види покриттів: цементно-піщані, поліетиленові, металеві, полімерні, силікатно-емалеві та ін. Економічний ефект від застосування різних покриттів визначається не тільки вартістю виготовлення, але головним чином терміном їх служби. Антикорозійні властивості захисного покриття, що визначають його термін служби, проявляються при впливі на нього агресивного середовища в процесі експлуатації.

Основні вимоги до захисних покриттів:

- покриття повинне бути суцільним і безпористим;
- володіти хімічною стійкістю і довговічністю;
- мати необхідну адгезію до металу;
- запобігати відкладенню різних продуктів;
- захищати метал від корозії;

- зменшувати гідравлічний опір при русі продуктів транспортування.

Цементно-піщані покриття на трубопроводах малого діаметра (від 57 до 426 мм) практично не застосовуються через значне зменшення площі поперечного перерізу труби. В основному вони використовуються на трубах великого діаметру і, зокрема, на водоводах при транспортуванні холодної води.

Проведені дослідження [5], показали, що основним недоліком органічних покриттів (полімерних, поліетиленових, епоксидних композицій, лакових та інших) є їх проникність для агресивних середовищ. Після проникнення агресивного середовища через покриття починається корозія металу під покриттям, яка, локалізуючись або поширюючись, порушує контакт покриття з металом (адгезію) і призводить до відшарування покриття металу. До існуючих недоліків органічних внутрішніх покриттів слід віднести їх деструкцію – зміна структури полімерних матеріалів з плином часу, що призводить до погіршення і втрати первісних техніко-експлуатаційних властивостей. Використання труб, наприклад, з внутрішнім поліетиленовим покриттям пов'язане з труднощами внаслідок їх відносно низьких механічних властивостей, особливо при підвищених температурах експлуатації. Іншими словами, органічні покриття – це захисні покриття щодо короточасної дії.

З труб із захисними металевими покриттями трубої промисловістю випускаються оцинковані труби, одержувані в розплаві цинку з добавкою 0,10 – 0,12 % алюмінію, і алюмінійовані труби, одержувані в розплаві алюмінію. Проведені дослідження [6] показали, що металеві покриття збільшують термін служби трубопроводів при перекачуванні холодної і гарячої води. Однак при перекачуванні води, яка має підвищений вміст хлоридів і сульфатів, корозія таких покриттів протікає дуже інтенсивно, і їх застосування в цих умовах виявляється недоцільно. На водах гарячого водопостачання втрати покриття за рік при загальній товщині 55 – 80 мкм складають 25 – 30 мкм на рік, тобто через два-три роки покриття повністю зникає.

З розглянутих видів покриттів внутрішні силікатно-емалеві покриття не мають негативних явищ, а їх застосування в промислових умовах, наприклад, на нафтопроводах, теплопроводах і в мережах гарячого водопостачання дозволить [7]:

- збільшити термін служби трубопроводів за рахунок скорочення відмов трубопроводів від внутрішньої корозії;
- знизити витрати на ліквідацію поривів на трубопроводах;
- скоротити витрати на профілактичні обробки;
- економити витрати за рахунок скорочення капітальних ремонтів трубопроводів;

- використовувати при транспортуванні труби меншого діаметру;
- економити електроенергію за рахунок зниження потужності насосних агрегатів.

Очікуваний технологічний ефект від застосування труб з внутрішнім силікатномалеєвим покриттям дасть можливість:

- збільшити термін служби трубопроводів;
- повністю усунути прориви трубопроводів від корозії. Крім того, треба враховувати наступні статті економії:

• збільшення обсягів продуктів транспортування за рахунок усунення корозійних відкладень на внутрішній поверхні трубопроводів;

- зниження металоємності обладнання;
- зниження енергетичних витрат за рахунок зменшення гідравлічного опору при використанні внутрішніх силікатномалеєвих покриттів [8].

Важливе значення з точки зору санітарно-епідеміологічної небезпеки має проблема попередження біокорозії у водних резервуарах для покращення якості води не тільки природних водних об'єктів, а й центрального водопостачання.

Література

1. Конспект лекцій з дисципліни «Труби та арматура» (для студентів 2-3 курсів денної та заочної форми навчання напрямів підготовки 6.060103 – «Гідротехніка (Водні ресурси)», 0926 – «Водні ресурси», спеціальності 6.092600 – «Водопостачання та водовідведення») / Авт.: Беляєва В.М., Яковенко М.М. – Харків: ХНАМГ, 2009. – 89 с.
2. Гладуш, В. М. Емалювання труб: монографія / В. М. Гладуш, Л. Л. Брагіна; дар.: Л. Л. Брагіна, В. М. Гладуш; ред. Л. Л. Брагіна; Харківський політехнічний інститут, нац. техн. ун-т. - Харків: Підручник НТУ "ХПІ", 2017. – 396 с
3. Popescu L. G., Cruceru M., Predeanu G., Volceanov E., Abagiu A. Tr., Bălănescu M., Popa R., Schiopu E. C. Analysis of heavy metal content to evaluate leaching characteristics of coal ash wastes // 13th SGEM GeoConference on Ecology, Economics, Education And Legislation, www.sgem.org, SGEM2013 Conference Proceedings. 2013. Vol. 1. P. 33–40.
4. Raether F. Characterization of silver-modified materials for the development of biofilm-inhibiting surfaces. Antimicrobial enamels / F. Raether // Annual report Fraunhofer ISC. – Fraunhofer: Fraunhofer-Institut für Silicatforschung ISC. – 2005. – P. 52 –53.
5. Кондращенко О. В. Конспект лекцій з курсу «Корозія та захист будівельних матеріалів та конструкцій» (для студентів 5 курсу усіх форм навчання і слухачів другої вищої освіти освітньо-кваліфікаційного рівня спеціаліст, магістр за спеціальністю

«Промислове та цивільне будівництво») / О. В. Кондращенко ; Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2016. – 85 с.

6. Методи захисту обладнання від корозії та захист на стадії проектування [Електронний ресурс] : підр. для студ. спеціальності 161 «Хімічні технології», спеціалізації «Електрохімічні технології неорганічних та органічних матеріалів» / М. В. Бик, О. І. Букет, Г. С. Васильєв – Електронні текстові дані (1 файл: 8,81 Мбайт). – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2018. – 318 с.

7. Bragina L. Powder electrostatic enameling of household appliances [Electronic resource] / L. Bragina, O. Shalygina, N. Kuryakin, V. Annenkov, N. Guzenko, K. Kupriyanenko, V. Hudyakov, A. Landik // Book of abstracts of the 5 th Baltic Conference on Silicate Materials. – Riga: RTU Publishing House. – 2011. – P. 1 – 12.

8. European Directives REACH 1907/2006 (an. v.11): [Electronic resource]. – European agency for safety and health the work: <https://osha.europa.eu/en/legislation/directives/exposure-to-chemical-agents-and-chemical-safety/>

Бєлоконь К. В., канд. техн. наук, доц.

Інженерний навчально-науковий інститут ім. Ю.М. Потебні Запорізького національного університету, м. Запоріжжя, Україна

Мальований М. С., д-р техн. наук, проф.

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

Проскурнін О. А., д-р техн. наук, ст. наук. співр.;

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

Комариста Б. М., канд. техн. наук, доц.

НТУУ "КПІ ім. Ігоря Сікорського", м. Київ, Україна.

ОПТИМАЛЬНЕ РОЗМІЩЕННЯ ПУНКТИВ КОНТРОЛЮ ЗА СТАНОМ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ У МЕГАПОЛІСАХ

Проблема забруднення атмосферного повітря великих мегаполісів є однією з найактуальніших екологічних проблем економічно розвинутих країн. Для розробки планів щодо поліпшення екологічної ситуації необхідно проводити постійний моніторинг стану повітря. Розташування стаціонарних пунктів спостереження (ПС) здійснюється, як правило, виходячи перш за все з економічних обставин. При тому ефективність та надійність (що особливо актуально під час збройної агресії з боку РФ) розглядаються як другорядні обставини. Тому є актуальним задачу розташування ПС моніторингу атмосферного повітря розглядати як оптимізаційну [1].

Розв'язання багатокритеріальної оптимізаційної задачі за допомогою традиційного математичного програмування (тобто через вибір змінних, що оптимізуються, а також побутову функції мети та системи обмежень) вбачається в даному випадку недоцільним через практичну неможливість строгої математичної формалізації задачі з достатнім ступенем адекватності. В силу цього, для оптимального розташування ПС пропонується використати метод аналізу ієрархій, який передбачає декомпозицію проблеми на більш прості її складові. При цьому задача попередньо структурується, а потім подається у вигляді ієрархії причинно-наслідкових зв'язків, які прямо чи опосередковано впливають на головну мету розв'язуваної задачі. В результаті математичної обробки множини кількісних оцінок впливу елементів усіх рівнів на елементи найближчих вищих рівнів ієрархії відбувається ранжування елементів найнижчого рівня з позиції їх непрямого впливу на

головну мету. Результат ранжування дозволяє вибрати один або кілька показників, які більше за інші відповідають меті, і представити їх як остаточне вирішення задачі багатокритеріальної оптимізації.

Ієрархічну структуру задачі вибору оптимального розташування ПС за станом атмосферного повітря можливо представити наступним чином. На верхньому (нульовому) рівні знаходиться головна мета – вибір оптимального маршруту (один елемент). На наступному (першому) рівні – критерії оптимізації. На другому – фактори впливу на кожний з критеріїв оптимізації. На нижньому рівні ієрархії знаходяться варіанти розташування ПС, серед яких обирається оптимальний за обраними критеріями.

Як критерії оптимізації (рівень 1) обрані наступні:

- 1) ефективність;
- 2) економічність;
- 3) надійність.

Як фактори, що впливають на критерії оптимізації (рівень 2), можливо розглядати наступні:

- 1) щільність населення та наявність джерел забруднення;
- 2) забезпечення репрезентативності аналізів якості повітря;
- 3) відсутність перешкод для повітря;
- 4) можливість вільного під'їзду автотранспорту;
- 5) наявність бомбосховищ;
- 6) надійність енергозабезпечення;
- 7) можливість розміщення сучасного обладнання.

Для кожного рівня ієрархії (за винятком верхнього) проводиться кількісна оцінка елементів з точки зору їх впливу на елементи найближчого вищого рівня. При цьому використовується метод попарних порівнянь за 9-бальною шкалою. Результатом порівняння є квадратна зворотно симетрична матриця суджень $A=\{a_{ij}\}$, діагональні елементи якої дорівнюють 1. Кожний елемент матриці a_{ij} дорівнює чисельній характеристиці переваги фактору i перед фактором j по відношенню до фактору, що розглядається, більш високого рівня. У випадку, якщо фактор i має перевагу перед фактором j , тоді $a_{ij} \in [2, \dots, 9]$. У протилежному випадку: $a_{ij} \in [1/2, \dots, 1/9]$. У всіх випадках: $a_{ji} = 1/a_{ij}$.

Початковою метою парних порівнянь елементів є розрахунок пріоритетів (рангів) стосовно локальних цілей (тобто елементів вищого рівня ієрархії). Вектор пріоритетів

дорівнює власному вектору матриці A , що відповідає максимальному власному значенню:

$$A \cdot \begin{pmatrix} w_1 \\ w_n \end{pmatrix} = \lambda_{\max} \begin{pmatrix} w_1 \\ w_n \end{pmatrix}, \quad (1)$$

де λ_{\max} – максимальне власне значення вектора A ; $w = (w_1, w_2, \dots, w_n)^T$ – вектор пріоритетів відносно локальної мети.

Пріоритети (ранги) елементів ієрархічної структури по відношенню до головної мети розраховується за рекурентною формулою

$$p_i^k = \sum_j^J w_j^j \cdot p_j^{k-1}, i = 1 \div I, \quad (2)$$

де k – індекс рівня ієрархії (у даному випадку $k=0 \div 3$); i, I – відповідно індекс та кількість елементів рівня ієрархії k ; j, J – відповідно індекс та кількість елементів рівня ієрархії $k-1$; p_i^k – пріоритет елементу i рівня ієрархії k по відношенню до головної мети ($p_i^0 = 1$).

Розв'язанням задачі буде вектор пріоритетів елементів нижнього рівня.

Критерієм узгодженості експертних суджень є відношення узгодженості (ВУ), яке являє собою функціонал, що відображає множину матриць пріоритетів на числовий відрізок $[0, 1]$. (Алгоритм розрахунку ВУ наведений у роботі [2].) Матриця суджень вважається узгодженою за умову: $ВУ \leq 0,1$. У противному випадку треба проводити повторну експертну оцінку.

Висновок

Розташування пунктів спостереження за станом атмосферного повітря у мегаполісах доцільно здійснювати шляхом розв'язання задачі багатокритеріальної оптимізації. Як інструмент розв'язання задачі, може бути обраний метод аналізу ієрархій.

Література

1. Аналіз впливу технологій промислових підприємств та автотранспорту на стан екологічної безпеки атмосферного повітря (на прикладі м. Запоріжжя): монографія / К.В. Белоконь, Є.О. Тулушев. – Запоріжжя: ВД «Гельветика», 2020. – 308 с.
2. Saaty T.L. Axiomatic foundation of the analytic hierarchy process//Management Science. 1986, July. – Vol. 32, №7. – P. 841-855.

Борисенко О. М.¹, д-р техн. наук, проф.;

Логвінков С. М.², д-р техн. наук, проф.;

Шабанова Г. М.¹, д-р техн. наук, проф.;

Іщенко А. М.¹,

Ареф`єв В. О.¹

¹Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут», м. Харків, Україна

²Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова, м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ ОБЕРТОВИХ ЦЕМЕНТНИХ ПЕЧЕЙ

В останні роки обертові печі залишаються найбільш розповсюдженими агрегатами для випалу цементного клінкеру, експлуатація вогнетривкої кладки якої відбувається в жорстких умовах.

Футерівка обертових печей виконує ряд функцій [1 – 4]:

- є транспортною поверхнею, по якій рухається випалюваний матеріал;
- є поверхнею, що акумулює тепло і передає його випалюваному матеріалу: із загальної кількості тепла тільки 47 – 48 % передається гарячими газами безпосередньо до матеріалу, а приблизно 45 – 47 % тепла акумулюється футерівкою, а потім передається матеріалу, інші 5 – 7 % тепла губляться з газами, що відходять в атмосферу;

- основна функція футерівки – теплоізоляція, яка зберігає тепло для проведення технологічного процесу, а також захищає корпус печі від перегріву. Температура корпусу печі не повинна перевищувати 350 °С, оскільки за більш високих температур, коли в корпусі печі виникають великі напруги розтягнення, а його міцність різко падає, створюються умови для руйнування футерівки.

Умови експлуатації в різних цементних печах різні і визначаються конструкційними особливостями футерівки, технологією випалу, використовуваним паливом і сировиною, а також конструктивними параметрами печі.

Розвиток вогнетривких матеріалів для футерівки цих агрегатів залежить від динаміки змін, що відбуваються у цементній промисловості, а саме введення нових технологічних рішень, використання альтернативних джерел палива, а головне –

екологічні проблеми. Саме екологічна складова дала значний поштовх для розробки периклазошпінельних вогнетривів, які прийшли на заміну периклазохромітовим. Периклазохромітові матеріали відрізнялися гарною здатністю до утворення захисного покриття та стійкістю до хімічної корозії, але утворення канцерогенного шестивалентного хрому Cr^{6+} у окисному середовищі в присутності лугів призвело до обмеження використання та заборони виготовлення таких матеріалів.

Умови експлуатації футерівки обертових печей, особливо у високотемпературній зоні, жорсткі. Вони зазнають впливу високих температур, механічного зносу під час проходження цементного клінкеру, хімічної корозії зі сторони розплаву випалюваного матеріалу, структурних навантажень та інше. Умовно усі ці фактори зносу можна розділити на три групи: механічні, хімічні та термічні. Тому до вогнетривів для футерівки обертових печей висувають особливі вимоги: високі фізико-механічні властивості, високі показники термостійкості, стійкість до хімічної корозії, стійкість до абразивного зносу, стійкість до термомеханічних навантажень, набирати обмазку і головне – екологічність.

Для виробництва периклазошпінельних вогнетривів як основний компонент використовують периклаз, який має високу температуру плавлення, високу стійкість до лужних флюсів і шлаків, але він має низьку термічну стійкість. Другим компонентом для виробництва цих матеріалів є шпінель, яка характеризується ізотропністю структури, високою міцністю, твердістю, термостійкістю та вогнетривкістю. Першою шпінеллю у складі периклазошпінельних матеріалів була алюмомагнезійна шпінель. На сьогодні відомо багато розробок пов'язаних з використанням різних видів шпінелей у складі футерівки для обертових цементних печей з високими експлуатаційними властивостями. Для захисту шпінелі від інтенсивного окиснення під дією розплаву цементного клінкеру, а також для покращення процесу спікання матеріалу під час випалу та підвищення фізико-механічних характеристик, до складу шихти периклазошпінельних вогнетривів додають спеціальні добавки – TiO_2 - або ZrO_2 -вмісні.

Основою для створення периклазошпінельних вогнетривів є чотирикомпонентна система $\text{MgO} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{FeO} - \text{TiO}_2$ [5, 6]. У цій системі термодинамічно стабільними фазами є: MgO , Al_2O_3 , TiO_2 , FeO , MgAl_2O_4 (алюмомагнезійна шпінель), FeAl_2O_4 (герциніт), Fe_2TiO_4 (ульвошпінель), FeTi_2O_5 (псевдобрукіт), MgTiO_3 (гейкеліт), Mg_2TiO_4 (кванділіт), MgTi_2O_5 (карроїт), FeTiO_3 (ільменіт), Al_2TiO_5 (тіаліт). Особливий інтерес у цій системі викликають шпінельні фази: нормальні шпінелі (MgAl_2O_4 і FeAl_2O_4) та обернені (інвертовані) шпінелі (Mg_2TiO_4 і Fe_2TiO_4), характерною особливістю яких є

здатність утворювати тверді розчини заміщення та внутрішньокатіонний обмін в цих фазах.

Фактично, одним із головних вимог до вогнетривів під час їх експлуатації в обертових печах є здатність футерівки до утворення захисного шару та багаторазове термоциклювання її, тобто термопластичність. Вагому роль у набутті цих експлуатаційних характеристик відіграє шпінель. Саме вона вступає у взаємодію з цементним клінкером, що сприяє утворенню захисного шару. Різні температурні коефіцієнти лінійного розширення периклазу та шпінелі сприяють підвищенню термостійкості за рахунок утворення мікротріщиноватої структури. Сьогодні вогнетривщики як шпінельну фазу використовують різні за складом шпінелі: алюмомагнезійальну, герциніт, галактит, плеонастову шпінель або різні їх комбінації. Ці матеріали показали відмінні характеристики під час експлуатації і різні комбінації складів залежно від умов експлуатації знайшли своє призначення. І сьогодні дослідники не припиняють своєї роботи над вдосконаленням вже існуючих та розробкою нових технологій та складів периклазошпінельних вогнетривів для футерівки обертових цементних печей.

Література

1. Shubin V. I. The Lining for Rotary Cement Kilns. *Refractories and Industrial Ceramics*. 2001. Vol. 42, No 3/4. P. 130–136. DOI:<https://doi.org/10.1023/a:1011380029083>.
2. Aksel'rod L. M., Pitsik O. N., Maryasev I. G., Maryaseva O. A., Ustinov V. A. Development of New Refractory Materials for Cement Industry Rotary Kilns. *Refractories and Industrial Ceramics*. 2017. Vol. 58, No 1. P. 5–9. DOI:<https://doi.org/10.1007/s11148-017-0044-9>.
3. Zhou W., Yan W., Ma S., Schafföner S., Dai Y., Li Y. Degradation mechanisms of periclase-magnesium aluminate spinel refractory bricks used in the upper transition zone of a cement rotary kiln. *Construction and Building Materials*. 2020. 121617. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.12>.
4. Guo Z., Palco S., Rigaud M. Reaction Characteristics of Magnesia-Spinel Refractories with Cement Clinker. *International Journal of Applied Ceramic Technology*. 2005. Vol. 2, No 4. P. 327–335. DOI:<https://doi.org/10.1111/j.1744-7402.2005.02027.x>.
5. Borisenko O., Logvinkov S., Shabanova G., Mirgorod O. Thermodynamics of Solid-Phase Exchange Reactions Limiting the Subsolidus Structure of the System MgO-Al₂O₃-FeO-TiO₂. *Materials Science Forum Submitted*. 2021. Vol. 1038. P. 177–184. DOI:<https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.1038.177>.

6. Borysenko O., Logvinkov S., Shabanova G., Pitak Y., Ivashura A., Ostapenko I. Subsolidus structure of the MgO – Al₂O₃ – FeO – TiO₂ system. Chemistry & Chemical Technology. 2022. Vol. 16, No 3. P. 367–376. DOI:[https:// doi.org/10.23939/chcht16.03.367](https://doi.org/10.23939/chcht16.03.367).

Брук В. В., канд. техн. наук;

Заболоцька В. В., канд. техн. наук;

Черба О. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД НА РЕГІОНАЛЬНОМУ РІВНІ

Вступ

Оскільки регіони України дуже відрізняються один від одного за ступенем антропогенного навантаження на довкілля, для забезпечення стабільного суспільного розвитку держави необхідним є визначення регіонів країни, що знаходяться в найгіршому екологічному стані, з метою спрямування фінансових ресурсів на вирішення їх екологічних проблем на основі оцінки сучасного стану навколишнього середовища. Тому дослідження сучасних методів комплексних оцінок стану довкілля та антропогенного впливу на нього є дуже актуальними питанням сьогодення. На жаль, існуючі в Україні на теперішній час методики комплексної оцінки екологічного стану довкілля і його окремих компонентів мають суттєві недоліки і не забезпечують об'єктивної оцінки відмінності в ступені забруднення довкілля в різних регіонах України. Зокрема, в офіційній методиці здійснення інтегральної оцінки стану довкілля на регіональному рівні [1] використовуються тільки узагальнені показники, які не характеризують забруднення довкілля окремими речовинами. Метою даної роботи є вдосконалення методики комплексної оцінки екологічного стану одного з компонентів довкілля – поверхневих вод – і комплексна оцінка хімічного забруднення поверхневих вод в різних областях України.

Вихідні дані та методика досліджень. На нашу думку, комплексний індекс забруднення довкілля (КІЗД) повинен мати трирівневу структуру. На першому рівні КІЗД враховує комплексні індекси забруднення окремих компонентів довкілля: атмосферного повітря, поверхневих вод і ґрунтів. На другому рівні комплексний індекс хімічного забруднення кожного з компонентів довкілля повинний включати двох комплексних показників. Перший з них характеризує сумарне надходження забруднюючих речовин у довкілля; другий – сумарний вплив на довкілля від перевищення концентраціями різних забруднюючих речовин в компонентах довкілля

нормативних значень. На третьому рівні кожний з двох комплексних показників забруднення компонента визначається як функція від мас забруднюючих речовин, що надходять у довкілля за рік, або від концентрацій забруднюючих речовин у довкіллі. В даній статті ми обмежимося дослідженням структури комплексного індексу забруднення поверхневих вод (КІЗВ).

Згідно наведеному вище, КІЗВ доцільно визначити як зважену суму двох комплексних показників:

$$KIZB = w_1 \bar{K}_1 + w_2 \bar{K}_2, \quad (1)$$

де K_1 – комплексний показник забруднення поверхневих вод, який характеризує сумарне надходження забруднюючих речовин в поверхневі води; K_2 – комплексний показник забруднення поверхневих вод, який характеризує сумарний вплив на довкілля від перевищення концентраціями різних забруднюючих речовин гранично допустимих значень; \bar{K}_1 та \bar{K}_2 – стандартизовані значення цих показників; w_1 і w_2 – вагові коефіцієнти. Необхідність врахування двох комплексних показників обумовлена тим, що кожний з них має певні недоліки. Перший показник не враховує процеси самоочищення довкілля; другий залежить від репрезентативності мережі спостережень за концентраціями забруднюючих речовин.

Для визначення вагових коефіцієнтів у формулі (1) вважаємо за доцільне застосовувати метод ентропійної міри [2], оскільки він не потребує створення експертної групи. Крім того, даний метод забезпечує найкраще виявлення відмінностей між об'єктами дослідження. Згідно методу ентропійної міри вагові коефіцієнти визначаються за формулою

$$w_i = \frac{1 - E_i}{\sum_{j=1}^n (1 - E_j)}, \quad (2)$$

де w_i – ваговий коефіцієнт при i -му комплексному показнику, E_i – ентропія стандартизованого i -го комплексного показника, n – кількість об'єктів дослідження (у нашому випадку – кількість регіонів країни, для яких здійснюється комплексна оцінка забруднення поверхневих вод).

Для розрахунку значень ентропії попередньо проводилася стандартизація комплексних показників і розрахунок частот (імовірностей) їх окремих значень. Для оцінки значень ентропії комплексних показників використовувалась формула

$$E_i = \frac{1}{\ln(n)} \cdot \sum_{j=1}^n P_i^j \cdot \ln(P_i^j), \quad (4)$$

де P_i^j – імовірності значень показників.

Для визначення комплексних показників K_1 і K_2 використовувалася інформація з регіональних екологічних паспортів областей України [3] за 2021-2022 рр. У разі відсутності в екологічному паспорті регіону інформації щодо середньорічних концентрацій забруднюючих речовин в поверхневих водах для розрахунків використовувалися дані державного моніторингу вод, що здійснюється Державним агентством водних ресурсів України [4]. Показник K_1 розраховувався на основі даних про маси забруднюючих речовин M_i , що скидаються в межах регіону зі зворотними водами у поверхневій водній об'єкті за звітний рік. Для розрахунку показника була запропонована формула у вигляді зваженої суми мас, де вагові коефіцієнти обернено пропорційні відповідним гранично допустимим концентраціям (ГДК_{*i*}) забруднюючих речовин і прямо пропорційні коефіцієнту, що враховує розпад неконсервативних речовин за деякий характерний час τ :

$$K_1 = \sum_{i=1}^m \frac{M_i}{ГДК_i} \cdot \left(1 - \frac{\beta_i \cdot \tau}{2}\right), \quad (5)$$

де m – кількість забруднюючих речовин, що скидаються зі зворотними водами в межах регіону; β_i – коефіцієнти неконсервативності забруднюючих речовин. Кожна складова у сумі (5) має розмірність обсягу і являє собою обсяг поверхневих вод, необхідний для розбавлення річного обсягу зворотних вод в регіоні до досягнення ГДК відповідної забруднюючої речовини.

Показник K_2 розраховувався на основі даних про середньорічні концентрації забруднюючих речовин у контрольних створах водних об'єктів регіону за звітний рік. Для розрахунку показника була застосована формула, що базується на гіпотезі, запропонованій в [5]. Згідно даній гіпотезі, залежність комплексних показників стану компонентів довкілля від відношення концентрацій забруднюючих речовин до їх нормативних значень має характер логістичної функції. Такий характер залежності пояснюється особливостями відгуку екосистеми на зовнішній вплив. При малих впливах на екосистему її реакція непропорційно мала (завдяки адаптації), потім реакція екосистеми пропорційна впливу й, нарешті, при дуже сильних впливах, що руйнують екосистему, їхнє подальше збільшення вже мало впливає на процес деградації.

Для випадку водного середовища запропонована апроксимація логістичної функції у вигляді ламаної лінії [6], де відокремлюються 3 ділянки. Перша ділянка відповідає концентраціям C , що не перевищують ГДК. Друга ділянка відповідає значенням концентрацій, що перевищують ГДК, але не перевищують $EPЗ$

(екстремальній рівень забруднення). Третя ділянка відповідає концентраціям, що перевищують ЕРЗ. Показано, що саме такий підхід використовується для комплексної оцінки стану поверхневих вод при застосуванні з цією метою показника K_3 (коефіцієнт забрудненості). Тому для розрахунку показника K_2 була обрана формула, що аналогічна формулі для розрахунку K_3 , а саме:

$$K_2 = \sum_{j=1}^s \left(1 + \sum_{i=1}^{l_j} \left(\frac{C_{ij}}{ГДК_i} - 1 \right) \right), \quad (6)$$

де s – кількість контрольних створів, в яких контролюється якість поверхневих вод в регіоні; l_j – кількість забруднюючих речовин в j -му контрольному створі, концентрації яких перевищують ГДК; C_{ij} – концентрації забруднюючих речовин в j -му контрольному створі, що перевищують ГДК.

Результати досліджень та їх обговорення. Результати розрахунку комплексних показників K_1 і K_2 за 2021 і 2022 рр. наведені у таблиці 1.

Таблиця 1 – Комплексні показники, що характеризують надходження забруднюючих речовин в поверхневі води (K_1) і перевищення ГДК по регіонах України (K_2)

Області України	K_1					K_2				
	Роки		Зміна за рік	Ранг		Роки		Зміна за рік	Ранг	
	2021	2022		2021	2022	2021	2022		2021	2022
Вінницька	0,82	–*	–*	21	–*	2,11*	1,54	-0,57	20	22
Волинська	0,88	0,40	-0,48	20	20	2,07	1,44	-0,62	22	23
Дніпропетровська	3,43	3,26	-0,16	6	5	3,37	2,04	-1,33	9	18
Донецька	11,36	1,92	-9,44	1	9	8,24	2,27	-5,97	2	14
Житомирська	1,05	0,82	-0,23	17	17	4,02	2,93	-1,09	7	10
Закарпатська	2,09	1,81	-0,28	10	10	1,92*	1,60**	-0,32	23	21
Запорізька	5,55	3,74	-1,81	3	4	2,94	2,52	-0,42	13	12
Івано-Франківська	1,45	1,61	0,16	12	11	1,86	3,29	1,43	24	8
Київська	1,45	1,32	-0,13	11	12	7,36	1,86	-5,50	3	19
Кіровоградська	0,93	1,00	0,07	19	15	2,08	2,12	0,04	21	16
Луганська	1,22	–*	–*	16	–*	9,78	5,87	-3,92	1	2
Львівська	3,01	3,17	0,16	8	6	3,08	3,04	-0,04	11	9

Області України	K_1					K_2				
	Роки		Зміна за рік	Ранг		Роки		Зміна за рік	Ранг	
	2021	2022		2021	2022	2021	2022		2021	2022
Миколаївська	0,27	0,17	-0,11	24	21	6,86	5,88	-0,97	4	1
Одеська	4,27	4,05	-0,22	5	3	3,06	2,24	-0,82	12	15
Полтавська	2,36	2,91	0,55	9	8	4,50**	6,56	2,06	5	4
Рівненська	0,98	0,84	-0,13	18	16	2,64	3,39	0,74	17	7
Сумська	1,28	1,10	-0,18	14	14	3,09	4,79	1,71	10	3
Тернопільська	0,73	0,49	-0,24	23	19	2,91	2,07	-0,84	14	17
Харківська	9,14	5,97	-3,17	2	1	2,17	3,87	1,70	19	5
Хмельницька	4,59	4,49	-0,10	4	2	4,04	3,69	-0,36	6	6
Чернівецька	0,81	—*	—*	22	—*	2,65	2,29	-0,35	16	13
Чернігівська	1,27	0,75	-0,52	15	18	2,74	2,74	0,00	15	11
Черкаська	3,17	2,96	-0,20	7	7	2,42	1,06* *	-1,36	18	24
м. Київ	1,32	1,17	-0,15	13	13	3,98	1,68	-2,30	8	20

* – дані відсутні.

** – дані наведені згідно [4].

Як видно з наведених в даних, у більшості регіонів України в 2022 р. за показником K_1 спостерігалось зменшення забруднення поверхневих вод. Збільшення забруднення спостерігалось тільки в 4-х областях: Полтавській (найзначніше), Івано-Франківській, Львівській та Кіровоградській. Найзначніше зниження надходження забруднюючих речовин в поверхневі води мало місце в Донецькій, Харківській, Запорізькій та Чернігівській областях. Очевидне, це обумовлено як зменшенням населення внаслідок евакуації, так і падінням виробництва внаслідок бойових дій у цих областях. У довоєнному 2021 році найбільше забруднення було в Донецькій області. В першу чергу це було пов'язане з надходженням сульфатів з шахтними водами. У 2022 році надходження забруднюючих речовин в Донецькій області дуже значно зменшилося внаслідок скорочення значної частини звітної території через російську окупацію. Тому на перше місце за надходженням забруднюючих речовин виходить Харківська область.

За показником K_2 в 2022 р зростання забруднення спостерігалось у шістьох регіонах країни: Полтавській, Сумській, Харківській, Івано-Франківській, Рівненській та

Кіровоградській областях. У решті регіонів спостерігалось зниження забруднення. Найбільш динамічне зростання забруднення мале місце в Полтавській області. Це було обумовлено, в першу чергу, збільшенням значень показників: БСК₅ і концентрація азоту амонійного.

Застосування методу ентропійної міри дозволило отримати такі значення для вагових коефіцієнтів у формулі (1): $w_1 = 0,436$ і $w_2 = 0,564$. Результати розрахунку значень КІЗВ за формулою (1) та ранжування регіонів України за ступенем забруднення поверхневих вод наведені у табл. 2.

Таблиця 2 – Ранжування регіонів України за комплексними показниками хімічного забруднення поверхневих вод.

Області України	2021 р.				2022 р.			
	\bar{K}_1	\bar{K}_2	КІЗВ	Ранг за КІЗВ	\bar{K}_1	\bar{K}_2	КІЗВ	Ранг за КІЗВ
Вінницька	0,058	0,120	0,093	20		0,055		
Волинська	0,064	0,115	0,093	22	0,021	0,044	0,040	21
Дніпропетровська	0,291	0,265	0,276	9	0,277	0,112	0,146	13
Донецька	1,000	0,823	0,900	2	0,157	0,139	0,132	14
Житомирська	0,079	0,339	0,226	7	0,059	0,215	0,104	17
Закарпатська	0,172	0,099	0,131	23	0,147	0,062	0,185	9
Запорізька	0,481	0,215	0,331	13	0,319	0,167	0,175	11
Івано-Франківська	0,114	0,091	0,101	24	0,129	0,256	0,150	12
Київська	0,115	0,722	0,457	3	0,103	0,091	0,189	7
Кіровоградська	0,068	0,117	0,095	21	0,074	0,122	0,084	18
Луганська	0,094	1,000	0,605	1		0,551		
Львівська	0,254	0,231	0,241	11	0,268	0,227	0,185	8
Миколаївська	0,009	0,665	0,379	4	0,000	0,553	0,312	4
Одеська	0,367	0,229	0,289	12	0,347	0,135	0,228	6
Полтавська	0,196	0,394	0,308	5	0,245	0,630	0,462	1
Рівненська	0,072	0,182	0,134	17	0,060	0,267	0,177	10
Сумська	0,100	0,232	0,175	10	0,083	0,428	0,278	5
Тернопільська	0,050	0,212	0,141	14	0,029	0,116	0,078	20
Харківська	0,802	0,128	0,422	19	0,518	0,322	0,408	2
Хмельницька	0,395	0,342	0,365	6	0,386	0,301	0,338	3
Чернівецька	0,058	0,182	0,128	16		0,141		
Чернігівська	0,099	0,193	0,152	15	0,052	0,193	0,131	15
Черкаська	0,268	0,156	0,205	18	0,250	0,000	0,109	16
м. Київ	0,103	0,335	0,234	8	0,089	0,071	0,079	19

Як видно з наведених результатів розрахунків, збільшення забруднення поверхневих вод спостерігалось у п'яти областях України: Полтавській, Сумській, Харківській, Івано-Франківській і Рівненській. Якщо у 2021 р. перші місця за рівнем забруднення припадали на Донецьку і Луганську області, то в 2022 р. – на Полтавську

і Харківську. Для цих областей у 2022 р. спостерігалися високі значення обох комплексних показників забруднення K_1 , і K_2 . Миколаївська область, попри на перший ранг в рейтингу забруднення за показником K_2 , за індексом КІЗВ займає лише 4 місце через мінімальне значення показника K_1 .

Висновки

1. Запропонована методика комплексної оцінки хімічного забруднення поверхневих вод на регіональному рівні, що базується на використанні двох комплексних показників. Один з них характеризує сумарне надходження забруднюючих речовин в поверхневі води; другий характеризує сумарний вплив на довкілля від перевищення концентраціями різних забруднюючих речовин гранично допустимих значень.

2. Для визначення вагових коефіцієнтів при комплексних показниках забруднення доцільно застосування методу ентропійної міри. Даний метод забезпечує найкраще виявлення відмінностей між об'єктами дослідження.

3. Застосування запропонованого методу дозволило виконати ранжування регіонів України за ступенем хімічного забруднення поверхневих вод і визначити регіональні зміни забруднення, що обумовлені початком бойових дій в Україні.

4. Запропонована методика може бути використана як складова загальної методики комплексної оцінки хімічного забруднення довкілля на регіональному рівні; методичний підхід, що застосовується в методиці, доцільно використовувати також в методиках комплексної оцінки хімічного забруднення атмосферного повітря і ґрунтів.

Література

1. Керівництво щодо здійснення інтегральної оцінки стану довкілля на регіональному рівні: нормативний документ. Київ: М-во охорони навколишнього природного середовища України, 2008. 54 с.

2. Raman Kumar et al. Revealing the benefits of entropy weights method for multi-objective optimization in machining operations: A critical review. // Journal of materials research and technology 2021; 10: 1471 e1 1492

3. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. Екологічні паспорти. Веб-сайт. URL: <https://mepr.gov.ua/diyalnist/napryamky/ekologichnyj-monitoryng/ekologichni-pasporty> (дата звернення: 23.07.2024 р.)

4. Державне агентство водних ресурсів України. Дані державного моніторингу поверхневих вод. Веб-сайт. URL: <https://data.gov.ua/dataset/surface-water-monitoring> (дата звернення: 02.08.2024 р.)
5. Белогуров В.П. Розробка методології інтегрального оцінювання екологічного стану територій // Східно-Європейський журнал передових технологій. 5/10 (71) 2014. С.51-56.
6. Белогуров В.П. Застосування коефіцієнта забруднення для оцінки стану водних об'єктів / В.П. Белогуров, В.Ю. Бакланова // Технологічний аудит і резерви виробництва. - № 1/4(21). - 2015. - С.17-19

Варламов Є. М., канд. техн. наук, ст. наук. співр.;

Квасов В. А. канд. техн. наук, ст. наук. співр.;

Гутков Г. В.,

Палагута О. А., канд. техн. наук,

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ПИТАННЯ РОЗВИТКУ СИСТЕМИ МОНІТРИНГУ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ АГЛОМЕРАЦІЇ м. ХАРКІВ

В Україні 20 березня 2023 року було прийнято Закон № 2973-ІХ «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо державної системи моніторингу довкілля, інформації про стан довкілля (екологічної інформації) та інформаційного забезпечення управління у сфері довкілля», яким передбачено значну реорганізацію державної системи моніторингу, зокрема спрямовану на створення автоматизованих систем та цифровізацію інформації за європейськими стандартами [1].

Так у агломерації м. Харків на виконання цього Закону та постанови Кабінету Міністрів України від 14 серпня 2019 р. № 827 «Деякі питання здійснення державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря» було розроблено та узгоджено Міндовкілля Програма державного моніторингу у галузі охорони атмосферного повітря агломерації «Харків» 2024 – 2028 роки.

Розробка проєкту програми була виконана фахівцями НДУ, у т. ч. авторами цієї публікації при активній участі представників міської адміністрації, зокрема працівника Управління комунального господарства та благоустрою Департаменту житлово-комунального господарства Харківської міської ради Людмили Якіменко урахуванням вимог [2, 3, 4, 5, 6].

Загальні положення. Агломерація м. Харкова розташована в межах Харківської зони. Сусідніми агломераціями є агломерації м. Полтави, м. Суми, м. Дніпра, м. Донецька, м. Луганська. На території Харкова на сьогодні збереглися тільки фрагменти дубових та соснових лісів, що вкривали західну частину міста, лісові комплекси збереглися переважно на півночі міста – урочище Сокільники – Помірки, на заході – урочище Григорівський бір, на півдні – урочище Щербачівський.

Авторами було досліджено сучасний стан атмосферного повітря в агломерації та фактори впливу на нього. Значна кількість розташованих у м. Харкові комерційних

та приватних структур, а також збільшення кількості транспортних засобів, що експлуатуються тривалий час, призводять до значного забруднення атмосферного повітря. Унаслідок цього в окремих районах міста спостерігається підвищена концентрація забруднювальних речовин в атмосферному повітрі, про що свідчать дані щорічних спостережень за забрудненням повітряного басейну, що проводяться Харківським регіональним центром з гідрометеорології та ДУ «Харківський обласний центр контролю та профілактики хвороб Міністерства здоров'я України».

Забруднення атмосфери викидами автотранспорту посідає друге місце після енергетики за рахунок постійного збільшення кількості автотранспорту. Загальні викиди токсичних речовин залежать від потужності і типу двигуна, режиму його роботи, технічного стану автомобіля, швидкості руху, стану дороги, якості пального.

Високий рівень забруднення атмосферного повітря агломерації м. Харкова за рахунок пересувних джерел пояснюється головним чином аварійним станом доріг, невідпрацьованими режимами швидкості дорожнього руху, особливо в центрі міста. Суттєве техногенне навантаження на атмосферне повітря агломерації м. Харкова здійснюють стаціонарні джерела підприємств паливно-енергетичного комплексу.

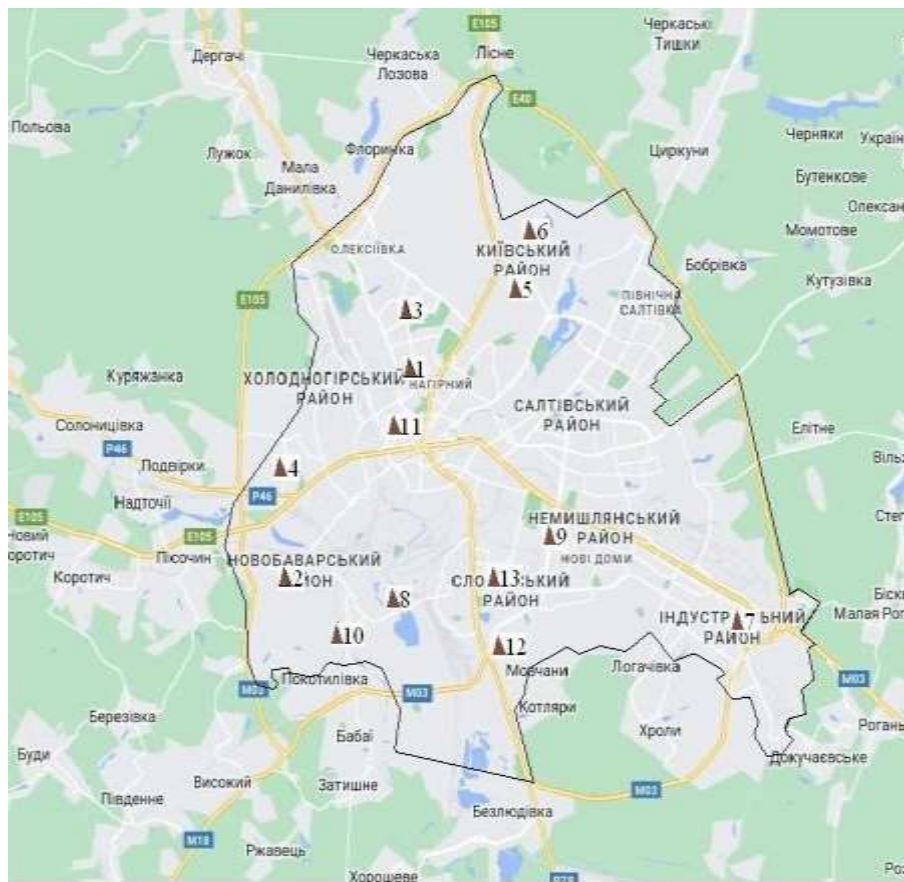
Для проведення попередньої оцінки якості атмосферного повітря агломерації м. Харкова авторами досліджено: інформацію Головного управління статистики в Харківській області; узагальнені дані Харківського регіонального центру з гідрометеорології; результати моніторингових досліджень ДУ «Харківський обласний центр контролю та профілактики хвороб Міністерства охорони здоров'я України»; знімки з космосу, отриману за допомогою Google платформи Earth Engine [7].

Харківський регіональний центр з гідрометеорології проводить спостереження за забрудненням атмосферного повітря міста Харкова на 10 стаціонарних пунктах спостережень (ПСЗ), обладнаних комплексними лабораторіями «ПОСТ-1» та «ПОСТ-2».

Спостереження проводяться щоденно, крім неділі та святкових днів, згідно з регламентом від 2 до 4 разів на добу відповідно до керівництва РД 52.04.186-89 щодо організації та проведення спостережень за забрудненням атмосфери в містах, інших нормативних актів за 20 показниками, основними з яких є завислі речовини, діоксид сірки, оксид вуглецю, діоксид азоту, а також специфічні інгредієнти – фенол та важкі метали.

Для визначення якості повітря в житлових зонах та впливу на нього основних автомагістралей з 03.05.2023 по 05.05.2023 ТОВ «Хімлаборреактив» спільно з НДУ «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» проведено разові

дослідження стану атмосферного повітря агломерації м. Харкова. Дослідження проведено в 13 точках міста Харкова, що визначалися спільно з Департаментом житлово-комунального господарства Харківської міської ради.



▲1 – точка відбору проб повітря

Рисунок 1 – Карта-схема розташування місць вимірювань рівня забруднення атмосферного повітря агломерації Харкова

Карту зі схемою визначення точок відбору проб за умов вимог воєнного часу у статті не наведено.

Аналіз матеріалів спостережень за станом атмосферного повітря агломерації міста Харкова за 5 років (2017-2021), показав тенденцію до погіршення якості атмосферного повітря щодо діоксиду азоту, фенолу, формальдегіду, кадмію, заліза, мангану, свинцю, хрому та цинку. Намітилася незначна тенденція покращення якості атмосферного повітря щодо оксиду вуглецю, сажі та нікелю. Не змінився рівень забруднення щодо пилу, діоксиду сірки, сірководню, аміаку, оксиду азоту та міді.

Результат аналізу даних дозволяє зробити висновок щодо необхідності застосування періоду режиму фіксованих вимірювань або об'єктивного оцінювання

для таких речовин, як діоксид азоту, діоксид сірки, оксид вуглецю, тверді частки (ТЧ10, ТЧ2,5).

Попередня оцінка якості атмосферного повітря в агломерації м. Харкова свідчить, що спостереження, які проводяться суб'єктами моніторингу, не в повній мірі відповідають вимогам Порядку, зокрема за переліком показників, які визначені у списку А пункту 1 додатку 2 Порядку, та забезпеченню спостережень у режимі поточного часу.

Тому в Програмі на 2024 – 2028 роки авторами запропоновано здійснення заходів з вдосконалення наявних мереж спостереження за якістю атмосферного повітря, зокрема модернізацію системи моніторингу атмосферного повітря агломерації м. Харкова, проєктування та створення інформаційно-аналітичної системи з моніторингу якості атмосферного повітря. Під час виконання зазначених заходів має бути визначено уточнений перелік підприємств, які здійснюють найбільше техногенне навантаження на агломерацію м. Харкова в цілому.

Серед основних заходів у Програмі запропоновано оновлення чинної системи моніторингу, а саме: облаштування нових 5-індикативних постів спостережень за станом атмосферного повітря, що дасть можливість здійснювати спостереження на цих постах в режимі онлайн. Місця розташування та чисельність постів обласного центру з гідрометеорології в м. Харкові відповідають вимогам Порядку та наказу Міністерства внутрішніх справ України від 21.04.2021 № 300 «Про затвердження Порядку розміщення пунктів спостережень за забрудненням атмосферного повітря в зонах та агломераціях». З урахуванням вимог воєнного часу запропоновані місця розташування постів у статті не розголошуються

Для вирішення питання розташування стаціонарних постів моніторингу за станом атмосферного повітря з урахуванням фізико-географічних та метеокліматичних умов впливу на вибір місця розташування було враховано розу вітрів для міста. За результатами досліджень даних за п'ять років визначено, що у агломерації м. Харків переважають східні та західні вітри. Однак основний напрямок вітру на території агломерації – східний.

Попередня оцінка якості атмосферного повітря агломерації м. Харкова встановила, що значних перевищень граничних значень концентрації забруднювальних речовин відповідно до Порядку на території агломерації не спостерігалось, що надає можливість використовувати для організації фіксованих вимірювань індикативні пости спостережень. Індикативні пости виконують вимірювання параметрів атмосферного повітря, які відповідають вимогам Порядку щодо точності даних, але є менш суворими, ніж вимоги до фіксованих вимірювань.

Індикативні пости спостереження стану атмосферного повітря мають відповідати таким вимогам:

- обладнання датчиками, які автоматично в режимі онлайн визначають концентрацію забруднювальних речовин, які рекомендовані в списку А пункту 1 додатка до 2 Порядку, а також концентрацію забруднювальних речовин в атмосферному повітрі, які є характерними для м. Харкова;
- обладнання засобами зв'язку з інформаційно-аналітичною системою даних;
- розміщення в місцях, захищених від доступу сторонніх осіб.

Для проведення спостережень за станом атмосферного повітря в місцях, де відсутні стаціонарні або індикативні пости, але є вплив промислових об'єктів, запропоновано використовувати маршрутні пости спостережень (фіксовані точки), на яких мають проводитися дослідження за допомогою мобільної аналітичної лабораторії, а також зазначені лабораторії мають проводити спостереження в місцях за запитом громадськості.

Окрім того авторами запропоновано ряд організаційних заходів, які не потребують фінансових витрат, а саме:

- визначення відповідальної структури, яка буде проводити діяльність з моніторингу якості атмосферного повітря;
- організація інформаційного доступу органів державної влади, місцевого самоврядування та громадськості до інформації системи моніторингу атмосферного повітря;
- визначення структури інформаційно-аналітичної системи моніторингу атмосферного повітря.

Висновки

Створення сучасної, відповідно до вимог європейських Директив, системи моніторингу якості атмосферного повітря дозволить в агломерації м. Харків отримувати своєчасну інформацію щодо стану атмосферного повітря і сприяти зниженню впливу на нього та забезпечити комфортні умови проживання людей.

Література

1. Закон України № 2973-IX «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо державної системи моніторингу довкілля, інформації про стан довкілля (екологічної інформації) та інформаційного забезпечення управління у сфері довкілля»». – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/>.

2. Директива 2008/50/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 21 травня 2008 р. «Про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи». – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.rada.gov.ua>
3. Постанова Кабінету Міністрів України від 14.08.19 № 827 «Деякі питання здійснення державного моніторингу в галузі охорони атмосферного повітря». – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/343-99-%D0%BF>.
4. Методичні рекомендації з підготовки регіональних й загальнодержавної програм моніторингу довкілля : нормат. док. / Є. М. Варламов, Г. М. Катриченко, Л. Л. Юрченко та ін. – К.: Мінекоресурсів, 2001. – 37 с.
5. Методичні рекомендації з питань створення систем моніторингу довкілля регіонального рівня: РД 211.0.8.107-05 / Є. М. Варламов, Г. М. Катриченко, Ю.В. Єрмоленко, Л. Л. Юрченко. – К. : Мінприроди, 2005. – 35 с
6. Концепція створення Загальнодержавної автоматизованої системи «Відкрите довкілля». – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://menr.gov.ua/news/32130.html>.
7. Google платформи Earth Engine– [Електронний ресурс]. – Режим доступу: (<https://arr55005.users.earthengine.app/view/no212gridmap>)

Васенко О. Г., канд. біол. наук;

Ігнатенко М. Я., аспірант;

Божко Т. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

НАСЛІДКИ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ У ПЕРІОД ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ ТА РОЛЬ БІОЛОГІЧНОЇ МЕЛІОРАЦІЇ У ВІДНОВЛЕННІ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УКРАЇНИ

В наші часи відбувається суттєвий вплив на водні екосистеми за рахунок антропогенного навантаження. Саме під час впливу військових дій екосистема навколишнього середовища потерпає від екологічної катастрофи. Роль біомеліоративних процесів відіграє важливу роль у відновленні екосистем.

Воєнні дії суттєво впливають на якість водних ресурсів України, до них потрапляє велика кількість забруднюючих речовин через підриви нафтосховищ, складів паливно-мастильних матеріалів, а також через руйнування агресором інфраструктури підприємств та очисних споруд. Вплив війни на водні ресурси проникає в усі сектори економіки та вже давно перетнув національні кордони. Водозабір в Україні скоротився, а скиди забруднених зворотних вод зросли. Виникла значна диспропорція в розвитку водопровідних та каналізаційних мереж. Повномасштабне вторгнення та військові дії додатково принесли значний негативний вплив та суттєво погіршили ситуацію, особливо в найбільш уразливих регіонах. Внаслідок військових дій та спричинених ними техногенних забруднень, руйнування мостів, дамб та берегової лінії, отруєння нафтопродуктами та важкими металами, багато невеликих річок та ставків України зазнали патологічного впливу на біорізноманіття. У водоймах гине риба, порушується життєвий та міграційний цикли водних птахів, водойма втрачає здатність до самоочищення та природного відновлення.

Руйнування греблі Каховського водосховища, яке сталося 6 червня 2023 року, призвело до серйозних екологічних та соціально-економічних наслідків.

Наслідками злочинного руйнування Каховської ГЕС, є:

1. Знищення та значне порушення екосистем Каховського водосховища та водних об'єктів які в нього впадають. *Проте, на сьогоднішній день, біомеліоративні*

самоочисної здатності пригирлової частини Чорного моря поступово відновлюються.

2. *Можлива масова загибель водних організмів (риби, молюсків, ракоподібних, мікроорганізмів, водної рослинності) у Каховському водосховищі з подальшим погіршенням якості вод внаслідок розкладення загиблих організмів. Значна кількість промислової риби була внесена штучно та конкурувала з аборигенними видами за кормові ресурси і витісняла їх. Умови, які створились в результаті підриву Каховської ГЕС можуть відтворити аборигенні види реафільної групи та слугувати відтворенню популяції напівпрохідних та прохідних видів особливо цінних такі як осетрові, лососеві та сельдеві.*

3. *Порушення середовища існування риби, молюсків, ракоподібних, птахів, земноводних та інших тварин, які заселяють акваторію та прибережні комплекси від греблі Каховського водосховища. В результаті самовідтворення, відновлення руслової течії Дніпра з часом дозволять побачити лісі та зарості з аборигенних видів рослин, що, безумовно створить міста гніздування птахів та нересту риб, рослинність поглине велику кількість забруднюючих речовин, що призведе до відновлення навколишніх територій.*

4. *Порушення середовищ існування рослинних комплексів: прибережна водна рослинність вище за течією від дамби Каховської ГЕС через осушення загине, території, розташовані нижче, зазнають затоплення, зокрема степові та лісові комплекси, які не пристосовані до перебування під водою, що спричинить їх вимокання та загибель. В такому випадку потрібно створювати пункти відтворення ендемічних видів флори і фауни.*

5. *Непрогнозоване відкладання річкових наносів та змитих матеріалів з поверхні суходолу.*

6. *Забруднення вод Дніпра і Чорного моря – первинне забруднення внаслідок потрапляння до вод паливно-мастильних матеріалів, змиву сміття, агрохімікатів, інших небезпечних матеріалів, затоплення і виведення з ладу систем очистки стічних вод, каналізації, і так зване «вторинне забруднення», що виникає внаслідок порушення шарів мулу, в яких десятиліттями відбувалось накопичення забруднюючих речовин.*

Саме біомеліоративні процеси здатні покращити ситуацію з виведення небезпечних речовин які накопичились в навколишньому середовищі за рахунок процесів, близьких до природних. Біомеліорація Каховського водосховища потребує комплексного підходу і тісної співпраці між науковцями, екологами, місцевими

органами влади і громадами. Біомеліорація може призвести до значного поліпшення якості води і загального екологічного стану водосховища, що, у свою чергу, сприятиме збереженню природних ресурсів і підвищенню якості життя людей. Біомеліорація в умовах після руйнування греблі є складним і тривалим процесом, що вимагає врахування нових обставин і пошуку ефективних рішень для відновлення екосистеми. Зараз проводиться комплексна оцінка впливу руйнування на водну екосистему, ґрунти, рослинність і фауну. Це включає аналіз змін у якості води, стану рослинності та популяцій тварин. Регулярний моніторинг змін у довкіллі дозволить відстежити динаміку відновлення і виявити нові проблеми. Процес біомеліорації після руйнування греблі Каховського водосховища вимагатиме часу і зусиль з боку державних органів, науковців, екологів і місцевих громад. Важливо, щоб всі заходи були комплексними та інтегрованими, щоб максимально відновити екологічну рівновагу та забезпечити стійкість екосистеми. Після руйнування греблі Каховського водосховища, біомеліорація може бути важливим етапом відновлення екосистеми та поліпшення екологічного стану регіону. Розглянемо кілька методів біомеліорації, які можуть бути застосовані:

1. Відновлення водного середовища.

Відновлення природних русел і гідрологічного режиму. Реставрація природного русла річки, якщо це можливо, для відновлення природних водних потоків. Налагодження системи водних потоків і шлюзів, щоб підтримувати оптимальний рівень води та забезпечити функціонування екосистеми.

Створення або відновлення водних лагун і ставків. Відновлення чи створення маленьких водних об'єктів для підтримання водної біорізноманітності та функціонування екосистеми.

2. Реконструкція рослинності. Засадження водно-болотними рослинами. Відновлення берегів водосховища водно-болотними рослинами (очерет, водяні лілії, рогоз), що допомагає зменшити ерозію і покращити якість води. Використання фітофільтраційних систем, таких як водні рослини, для поглинання надлишкових поживних речовин і зменшення забруднення. **Відновлення природних екосистем.** Засадження дерев і чагарників на берегах річки для створення нових середовищ для фауни і поліпшення якості води.

3. Відновлення фауни. Реабілітація риб і водних організмів. Випуск риб і інших водних організмів, які постраждали внаслідок руйнування греблі, в відновлені або нові води.

Відновлення місць розмноження. Створення і підтримка умов для розмноження і проживання водних і прибережних тварин, наприклад, гніздові платформи для птахів.

4. **Контроль за забрудненням. Біологічне очищення.** Використання природних фільтрів, таких як водні рослини і молюски, для очищення води від органічних і хімічних забруднювачів.

Стимуляція розкладання забруднювачів. Впровадження бактерій або грибів для розкладання органічних забруднювачів і покращення якості води.

5. **Зменшення ерозії і підтоплення. Посадка рослин для стабілізації ґрунтів.** Використання корневих систем рослин для стабілізації берегів і запобігання ерозії.

Встановлення захисних бар'єрів. Використання біологічних бар'єрів, таких як живі огорожі з чагарників, для захисту від ерозії. Одним з заходів відновлення водного потенціалу є **відновлення і захист природних захисних смуг**. Завдяки прибережним захисним смугам водойми не забруднюються та не замулюються. При цьому поверхневі стоки з прилеглих територій фільтруються. Також вони захищають від повеней посівні угіддя та населені пункти, що знаходяться нижче за течією.

7. **Наукові дослідження та адаптація. Дослідження і моніторинг.** Регулярний моніторинг екологічних змін і ефективності застосованих методів для коригування стратегій відновлення. **Адаптація до нових умов.** Оцінка змін в екосистемі і коригування планів біомеліорації в залежності від нових даних і обставин.

Біомеліорація в умовах після руйнування греблі Каховського водосховища вимагатиме комплексного підходу, з урахуванням нових екологічних умов і потреб різних компонентів екосистеми. Важливо, щоб усі заходи були адаптовані до конкретних умов та проблем, що виникли внаслідок руйнування греблі. Приведення водойм у районі аварії на Каховському водосховищі до доброго екологічного стану є комплексним завданням, яке потребує багатоступеневого підходу і координації між різними організаціями, фахівцями та громадами. Важливо враховувати всі аспекти відновлення і забезпечити сталий розвиток екосистеми. Відновлення Каховського водосховища після руйнування греблі — це складний процес, який потребує врахування референційних умов, що визначають, яким чином повинно відбуватися відновлення для досягнення стабільного екологічного і соціально-економічного стану. Референційні умови включають природні, соціальні та технічні аспекти, які слід враховувати при плануванні і реалізації заходів з відновлення. Відновлення Каховського водосховища вимагає комплексного підходу. Важливо забезпечити злагоджене співробітництво між усіма зацікавленими сторонами і постійний моніторинг процесу відновлення, щоб досягти успіху в цьому складному завданні.

Васенко О. Г., канд. біол. наук, доц.

Черба О. В., наук. співр.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ВПЛИВ БОЙОВИХ ДІЙ НА ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ. ХІМІЧНЕ ЗАБРУДНЕННЯ

Довкілля часто називають мовчазною жертвою війни. Знищення промислових та цивільних об'єктів, підрив гідротехнічних споруд, застосування ракет, авіабомб та артилерійських снарядів, розливи палива, пожежі, масштаби яких збільшились після 24 лютого 2022 року, – призвели до забруднення всіх компонентів довкілля.

З початку повномасштабного вторгнення окупанти застосували 9627 ракет, з яких силами ППО збито лише 2857. З них 5197 припало на цивільні об'єкти і лише 1998 на військові. Запущено 13 997 ударних БПЛА, з яких збито 9272. Цивільними об'єктами прилетіло 1022 безпілотники. За 2,5 роки запущено 3008 ракет Іскандер-М/KN-23, С-300, Х-22, Х-25 з модифікаціями, які практично неможливо перехоплювати [1].

За даними офіційного ресурсу Міндовкілля ЕкоЗагроза завдані окупантами збитки довкіллю станом на 10 серпня 2024 року оцінюються в 2 562 млрд гривень. З них збитки від забруднення ґрунтів і землі – 1 140 млрд гривень, повітря – 709,69 млрд гривень, води – 84,65 млрд гривень [2]. За два з половиною роки Держекоінспекція зареєструвала понад 5500 звернень щодо російських злочинів проти довкілля.

З початку конфлікту більше третини природоохоронних територій країни відчували на собі вплив військових дій. У зоні воєнних дій за цей час опинились 3 біосферні заповідники, 14 природних заповідників, 19 національних природних парків, десятки регіональних ландшафтних парків, сотні заказників, пам'яток природи, заповідних урочищ, а також ботанічні сади, дендрологічні парки, зоопарки та парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва [3, 4].

Вплив війни на довкілля країни має комплексний і довготривалий характер, порушуючи природні екосистеми і впливаючи на здоров'я людей.

До основних негативних факторів, які призводять до пошкодження природних екосистем відносяться:

- обстріли та бомбардування територій;
- будівництво фортифікаційних споруд;

- пересування важкої військової техніки;
- застосування протитанкових і протипіхотних мін;
- пожежі.

Постійні **бомбардування та обстріли**, перш за все, ведуть до значних фізичних пошкоджень екосистем. Вибухи руйнують ландшафти, що спричиняє ерозію ґрунтів і зміну природного середовища. Вони супроводжуються витоками (викидами) небезпечних речовин, таких як паливо, важкі метали, компоненти вибухових речовин, які забруднюють ґрунти, повітря та джерела води і є причиною низки проблем зі здоров'ям місцевого населення, в тому числі респіраторних захворювань, подразнень шкіри та онкології.

Кожна детонація снаряда чи ракети – це знищення всіх тварин, рослин і мікроорганізмів у радіусі ураження. Понівечені території можуть не тільки не відновитися після завершення конфлікту, а й стати джерелом забруднення прилеглих територій і поширення інвазивних видів.

Внаслідок розриву ракет, мін і артилерійських снарядів утворюються вирви різного розміру із різною щільністю розповсюдженості на земельній ділянці. Ґрунти ущільнюються, забруднюються, засмічуються, зазнають наступних деградаційних змін: механічні (порушення ґрунтового профілю, винос на поверхню та перемішування ґрунтової маси та ґрунотворної породи, розповсюдження на територію, яка перевищує в декілька разів площу порушення), фізичні (ущільнення, знеструктурення), фізико-хімічні (дегуміфікація, підкислення, підлуження), біологічні (зменшення біорізноманіття). Хімічний вплив змінює природні фізико-хімічні параметри ґрунтового покриву, насамперед, рН, катіонний обмін і вмісту гумусу. Також зростає концентрація токсико-хімічних речовин, можуть утворюватися різноманітні локальні ландшафтно-геохімічні аномалії. Відтак ці землі не можна використовувати в довгостроковій перспективі.

Під час детонації ракет, артилерійських снарядів та мін утворюється низка хімічних сполук: чадний газ (CO), вуглекислий газ (CO₂), водяна пара (H₂O), бурий газ (NO), закис азоту (N₂O), діоксид азоту (NO₂), формальдегід (CH₂O), пари ціанистої кислоти (HCN), азот (N₂), а також велика кількість небезпечних органічних речовин [5]. Під час вибуху ці речовини проходять повне окиснення, а продукти хімічної реакції вивільняються в атмосферу. Основні з них – вуглекислий газ і водяна пара – не є токсичними, проте шкідливі в контексті зміни клімату, оскільки обидва є парниковими газами. Продукти горіння можуть спричинити кислотні дощі, які змінюють рН ґрунту та викликають опіки рослин, слизових тканин дихальних органів людини, птахів тощо. Це

призводить до зменшення біомаси у сільськогосподарських культур, а також до ослаблення диких рослин та лісових культур, особливо чутливі до яких хвойні. Ослаблені ліси можуть швидко вражатися шкідниками, що у свою чергу сприяє зростанню кількості мертвої деревини лісу та поширенню пожеж в екосистемах. Кислотні дощі мають негативний вплив на організм людини, інших ссавців та птахів, впливаючи на стан слизових тканин та органів дихання.

Небезпеку становлять і залишки снарядів, які містять сірку, мідь, залізо, вуглець, свинець, ртуть, арсен, кадмій, мідь, нікель, цинк, уран тощо, що швидко потрапляють в природній колообіг. Важкі метали, які потрапили в ґрунт, можуть залишатися в ньому впродовж тривалого часу. Сірка, яка осідає на ґрунт після вибуху, у реакції з россою чи туманом перетворюється на сірчану кислоту, яка випалює рослинність, бактерії та черв'яків – усе, що формує ґрунт. [6]

Окрім цього, ґрунт є накопичувачем різноманітних токсичних речовин, в тому числі радіонуклідів. Він міцно сорбує, знижуючи їхню доступність для рослин, та закріплює ці речовини твердою фазою, тривалий час утримуючи їх у верхньому шарі і перешкоджаючи винесенню за межі зони коренів. Враховуючи те, що більшість хімічних речовин не розкладаються багато років, наслідки зміни фізичного стану ґрунтів, спричинені військовими діями, призведуть до вивільнення цих багаторічних накопичень [5].

Ще одними класом небезпечних речовин, які потрапляють до ґрунтів у зоні військового конфлікту і займають одне з перших місць за ступенем негативного впливу на навколишнє середовище і ґрунтовий покрив, є нафта та нафтопродукти. Забруднення ґрунтів паливно-мастильними матеріалами та іншими нафтопродуктами відбувається унаслідок руху та пошкоджень сухопутної військової техніки. У ґрунтах, просочених паливно-мастильними матеріалами, знижується водопроникність, витісняється кисень, порушуються біохімічні та мікробіологічні процеси. Внаслідок цього погіршується повітряний і водний режими та кругообіг поживних речовин, порушується кореневе живлення рослин, гальмується їх ріст і розвиток, що спричиняє загибель [5]. Вуглеводні нафти здатні розчиняти низку інших забруднювальних речовин, таких, як пестициди і важкі метали, які, разом із нафтою, концентруються у поверхневому шарі ґрунту та ще більше отруюють його [7].

Міграція забруднюючих речовин найчастіше відбувається через підземні води шляхом вибіркового поглинання та розчинення хімічних речовин. На те, яка їх частка мігрує, впливає багато факторів. Зокрема, значення має склад ґрунту, органічні речовини в ньому, вологість, мікробіологічна активність тощо. Наявність рослин також

впливає на рухливість вибухових речовин та важких металів. Якщо на ураженому полі є рослини, то вони затримують (накопичують) забруднюючі речовини. На надходження важких металів у рослини впливає кілька факторів: видові особливості, тип ґрунту, концентрація, форма перебування елементів-забруднювачів, рН ґрунту, гранулометричний склад. Здебільшого вони перебувають у коренях та репродуктивних органах. Забруднення починається з поглинання часточок через рідкий розчин, присутній у пористій матриці ґрунту. Ґрунтовий розчин, що містить сполуки вибухових речовин, проникає в коріння рослини. Сполуки вибухових речовин всередині коренів вільно переміщуються поміж мембран, та, зрештою, повністю осідають у рослині. Щодо накопичення, наприклад важких металів, серед сільськогосподарських культур спостерігаються загальні закономірності. Зокрема, найбільш активно споживають важкі метали силосні культури, найменше – бобові, злакові, технічні [8].

У зв'язку з активними бойовими діями зазнають пошкодження гідротехнічні споруди, які забезпечують регулювання стоку води. Руйнування гребель, дамб та інших гідротехнічних споруд призводить до втрат води та підтоплення населених пунктів. Комунальні очисні споруди працюють неефективно, що призводить до потрапляння у водні об'єкти неочищених стічних вод.

Так, підрив греблі Каховської ГЕС став найбільшою техногенною катастрофою за останнє десятиліття. Це призвело до загибелі людей, затоплення десятків населених пунктів, десятків тисяч гектарів територій, зокрема, заповідних, знищення унікального біорізноманіття, забруднення Дніпра й Чорного моря, втрати системи зрошення.

Таким чином, в наслідок ведення бойових дій поверхневі водні об'єкти забруднюються залишками військової техніки, небезпечними хімічними речовинами, що містяться в залишках боєприпасів, важкими металами, залишками палива від ракет тощо. До них потрапляє велика кількість забруднюючих речовин через підриви нафтосховищ, складів паливно-мастильних матеріалів, а також через руйнування агресором інфраструктури підприємств та очисних споруд. Внаслідок спричинених техногенних забруднень, руйнування мостів, дамб та берегової лінії, отруєння нафтопродуктами та важкими металами, багато невеликих річок та ставків України зазнали патологічного впливу на біорізноманіття. У водоймах гине риба, порушується життєвий та міграційний цикли водних птахів, водойма втрачає здатність до самоочищення та природного відновлення, вода стає небезпечною для споживання і використання. Вплив хімічних речовин призводить до різноманітних негативних

наслідків, пов'язаних із зниженням запасів питної води, погіршенням її якості, порушенням кругообігу багатьох речовин у біосфері, підвищенням небезпеки потрапляння забруднень стічних вод у зону залягання ґрунтових вод. Погіршення якості води призводить до виникнення багатьох проблем із здоров'ям людини. Так, перевантаження організму залізом викликає порушення формування кісткової тканини, накопичення свинцю, хрому, кадмію, провокують появу онкології і нервових розладів; пестициди накопичуються в організмах і циркулюють в харчових ланцюжках, руйнуючи тканини і призводячи до безпліддя і генетичних мутацій, високий вміст нафтопродуктів призводить до порушення роботи шлунково-кишкового тракту, хвороб ендокринної системи, появи злоякісних пухлин.

Рух важкої техніки пошкоджує ґрунтовий покрив, що призводить до деградації рослинного покриву та посилює вітрову та водну ерозію. Внаслідок пересування відбувається забруднення ґрунтів паливно-мастильними матеріалами та іншими нафтопродуктами. Внаслідок цього знижується водопроникність ґрунту, витісняється кисень, порушується кореневе живлення рослин, гальмується їх ріст і розвиток.

Трохи меншим джерелом забруднення є спалена, підбита і знищена військова техніка та інші залишки бойових дій, від яких у водні об'єкти потрапляють мастильні матеріали компоненти палива, які порушують хімічний баланс вод. Домішки металів критично забруднюють підземні води. Пальне, яке залишається у підбитій військовій техніці, призводить до горіння, забруднення повітря та, потенційно, забруднення ґрунтів і водних ресурсів. Потрапляння техніки у водні ресурси також небезпечно, бо окислення металу призводить до забруднення води, а залишки пального відносить течія.

Будівництво фортифікаційних споруд не має такого хімічного впливу, як вибухи боєприпасів, і завдає переважно механічних змін. Воно призводить до знищення лісових насаджень, рослинності, порушення ґрунтового покриву та гідрологічного балансу ґрунтових вод, обмежень у пересуванні наземних тварин і порушення їх життєвих циклів, засмічення територій та порушення їхнього санітарного стану. Наслідком може бути дефіцит природного зволоження, опустелювання. Під час будівництва оборонних споруд як надземних, так і підземних (бліндажів, траншей, бункерів, тунелів, складів паливно-мастильних матеріалів і техніки) відбувається перемішування шарів ґрунту та руйнування структури ґрунту, що є основними рушійними силами ерозії та руйнування ґрунтів.

Окремим видом забруднення є **замінування** територій. За даними Міністерства внутрішніх справ України станом на 1 липня 2024 року понад 144 тисячі квадратних

кілометрів України вважаються потенційно замінованими. Це майже 25 % території України. Рік тому цифра становила 174 тисячі квадратних кілометрів. На очищення такої території можуть знадобитися десятиліття.

До основних забруднювачів атмосферного повітря слід віднести **викиди продуктів горіння**, в першу чергу токсичних газів і твердих частинок, що утворюються в наслідок нанесення ракетних ударів по спорудах критичної інфраструктури, складах пально-мастильних матеріалів та хімічно-небезпечних речовин, житлових будівлях тощо.

Окреме місце серед негативних наслідків на довкілля посідають лісові пожежі, які виникають у наслідок бойових дій. Через те, що на сьогодні велика кількість лісів залишається замінованими, можливості проведення в них протипожежних заходів неможлива. Неконтрольовані пожежі впливають на стійкість екосистем, призводять до знищення біологічного і ландшафтного різноманіття, загибелі лісів, стають причиною зникнення цінних оселищ, рослинних угруповань і рідкісних та зникаючих видів флори та фауни. Це додатковий фактор впливу на зміну клімату, оскільки ліси є поглиначами викидів парникового газу. Окрім цього знищення лісів впливає на життєдіяльність місцевих громад, які залежать від лісу як джерела їжі, палива та інших ресурсів.

Бойові дії призводять до порушення харчових ланцюгів тваринного світу, втрати середовища існування, зміни життєвих циклів, як наслідок – зменшення популяцій, в тому числі внесених до Червоної книги.

Крізь Україну проходять три основні міграційні шляхи птахів: Азово-Чорноморський широтний (південний коридор) – із найбільшою концентрацією перелітних птахів в Україні; Поліський широтний (північний коридор) – уздовж лісової смуги Полісся і на півночі Лісостепу; та Дніпровський меридіанний міграційний шлях, який проходить уздовж річища Дніпра та його притоки Десни. Цей шлях особливо використовують водоплавні та прибережні птахи – гуси, качки, гагари, кулики, мартини, крячки та інші [5].

Більша частина з них проходить над зоною бойових дій. Це стає причиною неспокою птахів, їх виснаження через зміну маршрутів чи відсутності можливості відпочити, та потрапляння під обстріли.

Дії агресора створюють загрозу **радіаційного забруднення** довкілля. Так, у перший же день повномасштабного вторгнення окупанти захопили Чорнобильську АЕС, яка понад місяць була в окупації. У сховищах відпрацьованого ядерного палива ВЯП-1 та ВЯП-2 у Чорнобильській зоні відчуження знаходиться понад 22 000 відпрацьованих паливних збірок. Ця кількість плутонію-239 могла перетворити тисячі

гектарів на мертву без життя зону. Відповідно у зоні відчуження фіксувався підвищений радіаційний фон, до 7,6 разів оскільки важка бронетехніка та інший транспорт переміщувався по забрудненим ґрунтам і піднімав радіоактивний пил у повітря [7]. За даними Міндовкілля у Чорнобильській зоні відчуження трапилося понад 30 пожеж на площі понад 8700 га. Наразі під їх контролем перебуває Запорізька АЕС, яка є найбільшою атомною електростанцією в Європі та входить до 10 найбільших у світі. Окупанти не лише порушують режим експлуатації станції, а й перетворили її на військову базу, розмістивши там своїх військових, озброєння та замінувавши місцевість. Через дії агресора електроживлення власних потреб станції з української сторони періодично переривалося, що ставило під загрозу охолодження ядерних реакторів [8].

Ще одним фактором впливу на здоров'я людини є використання альтернативних джерел електроенергії – дизельних або бензинових генераторів. Через запровадження аварійних та віялових відключень світла, спричинених масовими ракетними обстрілами, лише за 2022 рік в Україну завезено майже 670 тисяч генераторів. Двигуни внутрішнього згоряння, які використовуються у генераторах, забруднюють довкілля шкідливими речовинами (оксид вуглецю, чадний газ, сажа, оксиди азоту та дрібнодисперсний пил), які впливають на здоров'я людей. Серед уразливих категорій – люди, які хворіють на гострі респіраторні захворювання, люди з астмою або із захворюваннями серця. Також дрібнодисперсний пил здатен проникати в кров, судини, легені та може чинити негативний вплив на роботу мозку і нервової системи, сприяти розвитку хронічних захворювань.

Підсумовуючи вище викладене можна стверджувати, що бойові дії на території країни спричиняють довготривалу деградацію довкілля: впливають на зміну фізичного, хімічного і біологічного стану ґрунтів та призводять до їх деградації, позбавляють людей доступу до питної води, погіршують її якість, підвищують небезпеку потрапляння забруднених стічних вод у зону залягання ґрунтових вод, погіршують якість атмосферного повітря, сприяють зміні клімату, призводять до зміни стану і розвитку флори та фауни, зменшення їх видової різноманітності, до виникнення багатьох проблем із здоров'ям людини.

Проте, усвідомлення масштабів цієї проблеми є першим кроком до її вирішення. Тільки через спільні зусилля національних і міжнародних спільнот можна забезпечити екологічне відновлення і захист довкілля для майбутніх поколінь.

Література

1. ТСН онлайн. Телемарафон «Єдині новини». Новини України. URL: <https://www.youtube.com/watch?v=WY8sDvZdWEA>
2. ЕкоЗагроза. Офіційний ресурс Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України. URL: <https://ecozagroza.gov.ua>
3. Укрінформ. Війна знищує довкілля, але маємо вистояти для майбутніх поколінь. URL: <https://www.ukrinform.ua/rubric-ato/3848183-vijna-znisue-dovkilla-ale-maemo-vistoati-dla-majbutnih-pokolin.html>
4. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. Війною уражено понад 20% природоохоронних територій України. URL: <https://mepr.gov.ua/vijnoyu-urazheno-ponad-20-pryrodoohoronnyh-terytorij-ukrayiny>
5. Екодія. Природа та війна: як військове вторгнення Росії впливає на довкілля України. URL: https://ecoaction.org.ua/pryroda-ta-vijna.html?gad_source=1&gclid=Cj0KCQjw5ea1BhC6ARIsAEOG5pzlusWUKc1RwJKGHblsw82nwnkjjwPG781UtZf0nRiOd oOUZfjYmVkaArRJEALw_wcB
6. Інститут аналітики та адвокації. Війна та екологія: чому природа стає жертвою збройного конфлікту? URL: <https://iaa.org.ua/articles/vijna-ta-ekologiya-chomu-pryroda-staye-zhertvoyu-zbrojnogo-konfliktu/>
7. Кордуба І.Б., Жукова О.Г. Навколишнє середовище – «мовчазна жертва» війни. Проблеми техногенно-екологічної безпеки в сфері цивільного захисту: Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції. Харків: Національний університет цивільного захисту України, 2022. С. 208-210
8. Ukraine War Environmental Consequences. Work Group. До чого призводять військові фортифікації в Україні. URL: <https://uwecworkgroup.info/uk/military-fortifications-in-ukraine-what-comes-next>

Васютинська К.А., канд. хім. наук, доц.

Барбашев С.В., д-р техн. наук, старш. наук. співроб.

Національний університет «Одеська політехніка», м. Одеса, Україна

НАПРЯМИ МОДЕРНІЗАЦІЇ СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ІЗ ВРАХУВАННЯМ РЕГІОНАЛЬНИХ ОСОБЛИВОСТЕЙ

Сьогодні відбуваються докорінні зміни моделі розвитку України. По-перше, вони пов'язані із орієнтирами вступу до ЄС та відповідними правовими, політичними, організаційними, соціально-економічними кроками, які необхідно зробити для цього. По-друге, всі зміни необхідно робити швидко, в умовах воєнної агресії та величезної кількості загроз, які існують для кожного українця та держави в цілому. Війна ставить перед державою та суспільством два основних питання, а саме, яке місце серед всіх проблем національної безпеки займає система екологічної безпеки (ЕБ), та чи може вона стати осередком стратегії відновлення країни та скоординувати для цього всі необхідні механізми, інституції, заходи. Одночасно, інтеграційні плани України роблять актуальними та своєчасними завдання модернізації національної системи природо-техногенної безпеки на основі досвіду та тенденцій ЄС.

На жаль, існуючі заходи щодо забезпечення екологічної безпеки регіонів, їх сталого розвитку, та будь-які програми міського розвитку практично не враховують динамічні зміни, які відбуваються внаслідок урбанізаційних процесів. Це незважаючи на те, що в Україні переважна частина міст розвивалась екстенсивно, поглинаючи території, що мають визначальне значення для підтримання екологічного балансу. Параметри гранично допустимого екологічного навантаження, стійкості екосистемних ресурсів, асиміляційної ємності території є критичними для екологічної сталості регіону та безпечних умов існування населення. Їх визначення необхідно для регіональної диференціації урбогенно-техногенного навантаження. Необхідно підкреслити значення чинника урбанізації задля впровадження системи управління екологічними ризиками в усіх сферах національної економіки для запобігання катастроф техногенного та екологічного характеру, які визначені у Законі України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року» [1]. Впровадження екосистемного підходу для удосконалення систем інтегрованого екологічного управління регіональною безпекою цілком співпадає з завданнями

стратегічної екологічної оцінки в програмах сталого розвитку [2]. Нехтування чинником урбанізації обмежує горизонтальні рівні екологічного управління, та суперечить підвищенню ролі міського самоврядування.

Тож, **метою** статті є: **розроблення пропозицій щодо удосконалення системи екологічної безпеки із врахуванням урбогенно-техногенного насичення регіонів країни на основі європейського досвіду.**

Методологічний підхід. Пропонується методологія оцінювання природо-техногенних небезпек в залежності від характеру урбанізаційних процесів. Розроблена в попередніх дослідженнях [3. 4] концепція індикатора екологічної урбанізації запропонована для дослідження закономірностей формування рівнів екологічної небезпеки регіонів. Індикатор екологічної урбанізації ($I_{ec.urb}$) був розрахований як лінійна комбінація нормалізованих показників щільності урбанізованого населення і частки території, зайнятої міськими населеними пунктами від загальної площі регіону у відповідності з методологією [3]. Складові індикатору екологічної урбанізації визначають ключові характеристики урбанізації. Визначення індексу еколого-демографічної урбанізації (I_{edu}) враховує систему розселення у великих, середніх, малих містах. Індекс (I_{edu}) розрахований як лінійна комбінація індикатору екологічної урбанізації та показнику реальної урбанізації ($I_{real.urb}$). Останній показник визначений на основі частки міського населення в загальному населенні регіону (рівень урбанізації регіону); частки міських поселень у загальній кількості поселень; частки міст з населенням більше 50 тис. та частки міст у загальній кількості міських поселень.

Сучасна система управління екологічною безпекою, яка складалась та змінювалась весь час існування суверенної України як важлива складова національної безпеки, та була націлена на виконання екологічної політики держави, характеризується жорсткою вертикальною організацією з ієрархічною структурою відповідно територіально-адміністративному устрою України. Головні інституції – Міндовкілля, Державна служба надзвичайних ситуацій (ДСНС), Державна комісія з питань техногенно-екологічної безпеки та надзвичайних ситуацій мають управління та відділи в кожній області країни, але програми узгоджених дій щодо попередження екологічно небезпечних ситуацій під час НС та в період ліквідації наслідків або відсутні в деяких регіонах, або існують на папері. Така інституційна фрагментація має свої регіональні особливості, та, в цілому, негативно впливає на ефективність управління. Суттєвим недоліком є прогалини в плануванні сумісних заходів щодо запобігання аварій та пом'якшення їх наслідків. Слабкість горизонтальних зв'язків посилюється відсутністю комунікацій із різними громадами, громадськими організаціями.

Втрата сталості системи екологічної безпеки в умовах впливу воєнних дій як основного чинника дестабілізації може призвести до катастрофічних наслідків не лише для довкілля та населення України, але й похитнути системи безпеки інших країн. Глобальне охоплення екологічними катастрофами території України вимагає системної організації управління по ліквідації екологічних наслідків бойових дій. Цілком природньо, що створена при Президенті України Національна Рада з відновлення України від наслідків війни [5] серед пріоритетних реформ визначає напрями «екологічна безпека, та ефективне державне управління у сфері охорони довкілля та природокористування». План відновлення інтегрує екологічну безпеку в євроінтеграційний розвиток України, Європейський Зелений курс на засадах сталого розвитку. В якості основних інструментів Плану відновлення, перш за все, запропоновано укріплення інституціонального потенціалу державного управління, впровадження нової системи контролю промислових забруднень, системи зниження відходів. План з екологічної безпеки передбачає мінімізацію ризиків хімічної, радіаційної та ядерної безпеки, управління відходами та зменшення забруднення всіх елементів довкілля. Запобігання промислових забруднень буде реалізоване на основі принципу «забруднювач платить». Відмітимо, що така реформа назріла вже давно. Чинна система відшкодування збитків навколишньому середовищу, є архаїчним рудиментом радянських часів. Вона гальмує як екологічне управління, так і перехід до циркуляційної економіки. Надважливим орієнтиром реформ є затвердження законодавчої основи впровадження ризик-орієнтованого підходу усунення загроз. Характерно, серед ризиків досягнення цілей плану на перше місце поставлена низька інституційна спроможність, а потім вже відмічені технологічне відставання промисловості та проблеми з переробкою і утилізацією відходів. Реалізацію напряму «Екологічна безпека та ефективне управління відходами» потребує фінансування в 17721,446 млн € [5]. В цілому, інтеграція екологічної складової у всі проекти та реформи відновлення України у воєнний і післявоєнний періоди є безумовним імперативом побудови України майбутнього.

Сучасний механізм державного управління недостатньо враховує регіональні особливості та європейські методи забезпечення сталого та безпечного розвитку територій. Участь України в міжнародній системі екологічної безпеки та прийняття необхідних норм та стандартів вимагає змін пріоритетів управлінського впливу, орієнтації на результат. Інтеграція всіх ланок управління саме на регіональному (або міському) рівні вимагає застосовувати системний підхід як основи реформування системи екологічної безпеки. Це дозволить створити нові та закріпити існуючі

горизонтальні зв'язки між всіма об'єктами та суб'єктами регіонального управління, між владою та суспільством. Сучасна тенденція світового розвитку в напрямку безпечного та сталого розвитку міст вимагає гармонії між урбанізацією та екологічною безпекою в інтересах здоров'я довкілля та благополуччя людини

На жаль, в національній системі ЕБ чинники урбогенно-техногенного насичення регіонів країни практично не враховуються, хоча диференціація техногенних загроз віддзеркалює формування господарських комплексів під впливом міст. Одночасно підвищена вразливість міського населення до проявів стихійних лих та небезпечних природних процесів [4]. Демографічні та урбанізаційні особливості мають бути закладені в ризик-орієнтовані стратегії безпеки, в практику оптимізації структур менеджменту та підвищення готовності до стихійних лих. Впливи міст на навколишнє середовище не обов'язково є лінійними. Великі міста та міські агломерації не завжди створюють більше екологічних проблем, ніж невеликі міські поселення. Тому для ефективного управління стійкою безпекою регіонів необхідний облік всіх аспектів урбанізаційного процесу для модернізації системи забезпечення безпеки населення на екосистемних засадах.

В роботах [3, 4] ми визначили урбанізацію як багатогранний процес. Комплекс його взаємозалежних складових сумарно визначають екологічний стан територіальних систем, серед яких індустріальна урбанізація, технологічна, екологічна, урбанізація сільського господарства, демографічна урбанізація, соціально-культурна та урбанізація економічної діяльності. Кожна компонента може бути охарактеризована з позицій позитивного та негативного впливу на урбанізовані території. Але, саме екологічна складова визначає інтегральну безпеку територіальної одиниці, і характеризується сукупністю негативних процесів, які визначають межі стійкості природних систем під тиском урбогенно-техногенних впливів. В дослідженнях [3, 4] проведені визначення рангу областей за розрахованими комплексними показниками та кластерний аналіз значень $I_{ec.urb}$ та I_{edu} методом k-середніх (язик програмування Python) по відношенню до їх медіанних значення (табл. 1):

Таблиця 1 – Кластери регіонів України за показниками екологічної та еколого-демографічної урбанізації

Кластер	Регіон (I_{edu})		Кластер	Регіон ($I_{ec.urb}$)	
I_{edu}			$I_{ec.urb}$		
I	Харківський	(0.49),	I	Черкаський	(0.315),
	Хмельницький	(0.455),	15 областей	Сумський	(0.320),

Кластер	Регіон (I_{edu})	Кластер	Регіон (I_{ec.urb})
I _{edu}		I _{ec.urb}	
16 областей Значення (I _{edu}) ⁿ близькі до медіанного значення, рівного 0,405	Волинський (0.45), Запорізький (0.47), Івано-Франківський (0.45), Миколаївський (0.425), Одеський (0.425), Херсонський (0.42), Кіровоградський (0.39), Сумський (0,355), Черкаський (0.325), Полтавський (0.315), Житомирський (0.29), Вінницький (0.28), Чернівецький (0,275), Чернігівський (0,275)	Значення (I _{ec.urb}) ⁿ близькі до медіанного значення, рівного 0,375	Запорізький (0.355), Херсонський (0.358), Миколаївський (0.365), Рівненський (0.375), Чернівецький (0.390), Одеський (0.400), Тернопільський (0,405), Вінницький (0.425), Хмельницький (0.450), Івано-Франківський (0.47), Волинський (0.500), Луганський (0,500), Харківський (0.505),
II 4 області Значення (I _{edu}) ⁿ менше медіанного	Закарпатський (0.27), Львівський (0.23), Рівненський (0.24), Тернопільський (0,26)	II 6 областей Значення (I _{ec.urb}) ⁿ менше медіанного	Львівський (0.23), Закарпатський (0.27), Чернігівський (0,240), Житомирський (0.265), Кіровоградський (0.270), Полтавський (0.300),
III 4 області Значення (I _{edu}) ⁿ більше медіанного	Дніпропетровський (0,615), Київський (0,665), Луганський (0,825), Донецький (0,975)	III 3 області Значення (I _{ec.urb}) ⁿ більше медіанного	Дніпропетровський (0,540), Київський (0,590), Донецький (0,775)
<i>За виключенням даних АР Крим</i>			

Кожний кластер визначає приналежність областей України до однієї групи, в якій регіональні особливості урбанізаційних процесів більш схожі порівняно з об'єктами з інших груп. Така диференціація зовсім не співпадає із традиційним поділенням на південні, північні, східні та західні макрорегіони, та віддзеркалює інтегровані рівні

урбогенного навантаження. Запропоновані індикатори базуються на обмеженій кількості доступних показників, простих для розрахунку, які можуть бути використані для диференціації регіонів України за урбогенним навантаженням. Зрозуміло, що чисельні значення застосованих показників можуть динамічно змінюватись. Війна суттєво змінила як демографію країни, так й екологічні дані. На нашу думку, це не змінило значення індикаторів як універсальних інструментів оцінювання екологічного стану територій. Співпадіння рангу областей за екологічними та урбанізаційними індикаторами може обґрунтувати це положення.

Чинник екологічної урбанізації має бути врахований як визначальний для сталості та безпечного розвитку регіонів при відбудові зруйнованих та будівництві нових населених пунктів, відновленні промислових та інфраструктурних об'єктів, вирішенні питань розселення населення. Загалом, індикатор урбогенності розширює систему оперативного аналізу небезпек, їх просторового розподілу і виявлення територіальних осередків концентрування природо-техногенних та техногенних загроз та відповідає ризик-орієнтованим методам системи забезпечення безпеки населення на екосистемних основах. Введення в практику екологічних оцінок інтегрального індикатора урбогенності дозволяє враховувати підсилену наслідками війни територіальну нерівномірність техногенно-урбогенного навантаження в містобудівних або інфраструктурних проектах післявоєнного відновлення України.

Також ми пропонуємо запровадити ряд рекомендацій для модернізації механізмів управління регіональною безпекою. Наприклад, буде логічним об'єднати області з однотипними екологічними проблемами та урбанізаційними впливами в Регіональний кластер екологічної безпеки. Таке об'єднання дозволить ефективно координувати зусилля регіонів в напрямку сталого та безпечного розвитку. Створення Ради екологічної безпеки регіонів одного кластера може мати наступні цілі:

- розроблення регіональних стратегій управління екологічною безпекою, обмін досвідом, об'єднання участі в міжнародних екологічних програмах та проектах;

- сумісний моніторинг міжрегіональних та трансграничних джерел небезпек, розробка нових методів та технологій моніторингу, адаптованих до специфічних територіальних проблем;

- розроблення та реалізація міжрегіональних планів запобігання та реагування на екологічні аварії та катастрофи у випадках трансрегіональних впливів об'єктів підвищеної небезпеки (Севезо-підприємств);

- оперативне реагування на НС природного походження, створення міжрегіонального фонду для мінімізації наслідків;

–розроблення міжрегіональної стратегії безпечного землекористування із врахуванням регіональних особливостей;

–створення міжрегіональних центрів впровадження інноваційних зелених технологій, міжрегіональних кластерів циркуляційної економіки.

–формування міжрегіональних громадських платформ для створення механізмів залучення громад регіонів та впровадження принципів культури екологічної безпеки

Для регіональних кластерів інтеграція чинника урбанізації в стратегічне планування безпекових заходів може виконувати такі практичні завдання:

–впровадження систем моніторингу, що відстежують динаміку урбанізації та її вплив на природо-техногенні небезпеки, з використанням ГІС та дистанційного зондування;

–розробка методології оцінювання вразливості територій до природо-техногенних небезпек з урахуванням рівня та особливостей урбанізації;

–розроблення сучасних дистанційних методів визначення ушкоджених територій, зонування їх за ступенями ризику для сталої безпеки регіонів кластеру, впровадження заходів щодо їх реабілітації;

–розробка програм сталого міського планування, виключення забудови небезпечних територій, розроблення та застосування безпечних будівельних матеріалів;

–створення кластерів поводження з побутовими та промисловими відходами, їх утилізації та рециркуляції

–розроблення міжрегіональних програм розвитку зеленої інфраструктури міст, програм збереження природної та культурної спадщини, збереження існуючих та створення нових екологічних коридорів, оцінка об'єму та вартості регіональних екосистемних послуг.

Такі заходи спрямовані на забезпечення гармонізації урбанізаційного процесу та екологічної безпеки однотипних регіонів. Організація регіональних форм управління екологічною безпекою може сприяти зниженню вразливості довкілля та населення на рівні всієї країни.

Література:

1. Верховна Рада України (2019). Закон України «Про основні засади (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2030 року» від 28.02.2019 № 2697-VII]. Retrieved from: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text>

2. Верховна Рада України (2020). Закон України «Про стратегічну екологічну оцінку» від 01.01.2020 № 2354-VIII Retrieved from: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2354-19#Text>
3. Васютинська К.А., Барбашев С.В., Кімінчиджи М.І. Оцінка комплексного показника екологічної урбанізації регіонів України. *Екологічні науки*. 2020. № 3 (30), С. 7–14. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.3-30.1>.
4. Васютинська К.А., Барбашев С.В. Індикаторна оцінка впливу урбанізаційного процесу на стан природної та техногенної безпеки в регіонах України. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: кол.моногр. Львів: ТзОВ "ЗУКЦ", 2020. С. 232–255. book doi: 10.23939/book.ecocongress.2020
5. National Council for the Restoration of Ukraine from the Consequences of War. Draft Recovery Plan for Ukraine. Materials of the working group "Environmental Security" July 2022. <https://www.kmu.gov.ua/storage/app/sites/1/recoveryrada/ua/environmental-safety-assembly.pdf>

Вітько В. І., канд. фіз.-мат. наук;

Хабарова Г. В., канд. техн. наук, ст. дослідник

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ОЦІНЮВАННЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ РАДІАЦІЙНИМИ ТА ХІМІЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ ПІД ЧАС ВОЄННОГО СТАНУ В УКРАЇНІ ЗА ДОПОМОГОЮ ДИСТАНЦІЙНОГО МОНІТОРИНГУ

Під час воєнного стану в Україні та у післявоєнний стан актуальним питанням постає проведення оцінювання якості атмосферного повітря та його забруднення з урахуванням новітніх технологій та науково обґрунтованих підходів, загальновідомих у світі, які полягають у впровадженні в Україні дистанційного супутникового моніторингу з використанням даних Служби моніторингу атмосфери Copernicus (CAMS) ЄС [1].

Основні напрямки діяльності CAMS [1]:

1. Моніторинг якості повітря: Надання даних про забруднення повітря у реальному часі та прогнозів якості повітря для Європи.
2. Кліматичні зміни: Аналіз та прогнози кліматичних змін на основі супутникових даних та наземних спостережень.
3. Рівень озону: Спостереження за станом озонового шару та прогнозування його змін.
4. Викиди: Оцінка викидів забруднюючих речовин та парникових газів.
5. Сонячна радіація: Надання даних про сонячну радіацію для використання в енергетиці та інших галузях.

Для нашої роботи важливішим є моніторинг якості повітря який включає:

- збір даних;
- моделювання та прогнозування;
- картографування та візуалізація;
- публікація даних;
- оповіщення та інформування.

Мета наукової роботи полягає в забезпеченні органів державної влади моніторингом забруднення атмосферного повітря хімічними та радіаційними

речовинами з використанням методів дистанційного зондування в умовах воєнного стану та у післявоєнний період.

Як відомо, служба моніторингу атмосфери Copernicus [1] впроваджена Європейським центром середньострокових прогнозів погоди та відповідно з 2014 року надає безперервні дані з інформацією про склад атмосфери та досліджує складний взаємозв'язок між якістю повітря та кліматом, відображаючи тенденції та географічний розподіл забруднення.

Згідно з дослідженнями, опублікованими у Бюлетені Всесвітньої метеорологічної організації [2] зазначається, що в той час як зміни клімату відбуваються в масштабах від десятиліть до століть, яке спричиняє екологічні зміни в усьому світі, то забруднення повітря, яке відбувається біля поверхні Землі, та відбувається в масштабах від кількох днів до кількох тижнів і в різних просторових масштабах – від місцевого до регіонального. Забруднення атмосферного повітря спричиняє понад 4,5 мільйона передчасних смертей щороку і завдає великих економічних та екологічних збитків.

Якість повітря впливає на здоров'я екосистем, оскільки забруднювачі повітря осідають з атмосфери на поверхню Землі. Осадження азоту, сірки та озону зменшує послуги, які надають природні екосистеми, такі як чиста вода, біорізноманіття та зберігання вуглецю.

Необхідно зазначити, що особлива увага приділяється лісовим пожежам, а також розглядаються глобальні та регіональні концентрації забруднення твердими частинками і, зокрема, шкідливий вплив цього забруднення на сільськогосподарські культури за даними двох служб - CAMS [1] та Управління глобального моделювання та асиміляції Національного управління з аеронавтики і дослідження космічного простору (GMAO) [3] про глобальну концентрацію твердих частинок у 2023 році [4].

Тверді частинки мають значний вплив не лише на здоров'я, але на сільське господарство. За експериментальними даними, отриманими в Китаї та Індії, тверді частинки можуть знижувати врожайність сільськогосподарських культур на 15% у високо забруднених районах. Вони зменшують кількість сонячного світла, що потрапляє на поверхню листя, і фізично блокують продири листя, які регулюють обмін водяної пари і вуглекислого газу з атмосферою [2].

Радіаційне перенесення є одним з найважливіших атмосферних процесів в атмосфері та для його поглибленого дослідження необхідно використовувати дані, отримані сучасними високопродуктивними обчислювальними платформами Global Modeling and Assimilation Office [3], NASA Goddard Space Flight Center [4].

Для оцінювання забруднення повітря в Україні наразі використовуються статистичні дані про викиди парникових газів та забруднювачів повітря, які відповідають міжнародним конвенціям (Рамкової конвенції щодо зміни клімату ООН (UNFCCC) [5] та CLRTAP [6]) та регулюються законодавством України про екологічну політику та адаптацію до зміни клімату, а також відображаються на єдиному державному веб-порталі відкритих даних.

На офіційному веб-сайті Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України створено функціональний модуль Єдиної екологічної платформи «Екосистема»[8], який організаційно та функціонально складається з веб-сайту та мобільного додатку «ЕкоЗагроза» [9]. Додаток «ЕкоЗагроза» [9] призначений для автоматичного збору та фіксації інформації про екологічні загрози в режимі реального часу та з географічною прив'язкою.

В «ЕкоЗагроза» [9] можна знайти детальну карту станцій моніторингу повітря з позначенням станцій у кожній області. Для оцінювання радіаційної складової необхідно використовувати карту радіаційного забруднення та моніторингу і карту екологічної оцінки водних ресурсів із зазначенням кількості станцій та переліком відповідних додатків для виявлених загроз у реальному часі.

Детальні погодинні оцінки індексу якості повітря (AQI) [10] розраховуються за формулою NowCast (US EPA) [11] для основного забруднювача повітря - PM_{2,5} мкм в населених пунктах України та відображаються на карті. Індекс забруднення оцінюється відповідно до шкали забруднення AQI PM_{2.5} (US EPA) [12] за кольором та рівнем забруднення.

Громадська система моніторингу стану якості повітря «EcoCity» [13] демонструє карту станцій моніторингу якості повітря в Україні за шкалою US EPA [12] в режимі реального часу за кольором та рівнем забруднення, який змінюється залежно від частоти реєстрації концентрацій.

Дані моніторингу в Україні також відображаються в єдиній екологічній системі SaveEcoBot [14], яка об'єднує дані з різних платформ для збору та обробки інформації про поточний стан довкілля, забруднення та засоби захисту довкілля. Дані моніторингу AQI PM_{2.5} відображаються на карті за останні 48 годин у різних містах України та AQI PM_{2,5} визначається для здоров'я за відповідним значенням показника у таблиці.

SaveEcoBot [14] також показує карту якості повітря з напрямком та швидкістю вітру та аналіз та карту пожеж в Україні з деталізацією для кожної області України.

SaveEcoBot [14] автоматично збирає дані з системи FIRMS NASA [15] щогодини, аналізує пожежі в Україні, підраховує їх кількість та відображає на карті пожеж.

Карта показує динаміку пожеж на території України та окремо в кожній області за останні 2 роки в режимі реального часу за останні 24 години. На прикладі Харківської області необхідно відзначити, що кількість пожеж в Харківській області площею понад 1 га зростає у 36 разів за 2 роки порівняно від року початку війни та залишається значним джерелом викидів парникових газів.

За допомогою додатку «ЕкоЗагроза» [16], який містить актуальну інформацію про збитки, завдані війною в Україні, можливо провести оцінювання за категоріями впливу на довкілля.

У таблицях наведено інформацію про збитки та шкоду, завдану атмосферному повітрю внаслідок лісових пожеж та пожеж нафтопродуктів, горіння інших об'єктів; викидів отруйних речовин у повітря. Збитки розраховані за національною методикою, затвердженою Міністерством захисту довкілля та природних ресурсів України.

В Україні в умовах особливого періоду воєнного стану та післявоєнного відновлення необхідно проводити оцінювання та моніторинг з використання дистанційного зондування, що дозволить прогнозувати зміни концентрацій в атмосферному повітрі забруднюючих речовин та їх вплив на зміну клімату в рамках Плану відновлення України, особливо на територіях, на які неможливо потрапити або вони є небезпечними для відбору проб атмосферного повітря мобільними станціями моніторингу.

Література

1. <http://atmosphere.copernicus.eu/>
2. <https://wmo.int/news/media-centre/vicious-circle-of-climate-change-wildfires-and-air-pollution-has-major-impacts>
3. <https://gmao.gsfc.nasa.gov/>
4. <https://atmosphere.copernicus.eu/wmo-bulletin-notes-vicious-circle-climate-change-wildfires-and-air-pollution>
5. <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/map/>
6. Рамкова конвенція щодо зміни клімату ООН (UNFCCC)
https://zakon.rada.gov.ua/go/995_044
7. Конвенція про транскордонне забруднення повітря (CLRTAP)
<https://unece.org/sites/default/files/2021-05/1979%20CLRTAP.e.pdf>
8. Єдина екологічна платформа «Екосистема» <https://eco.gov.ua/>
9. Мобільний додаток «ЕкоЗагроза» <https://ecozagroza.gov.ua/>
10. Air Quality Index (AQI) <https://aqicn.org/scale/>

11. NowCast (US EPA) <https://www.saveecobot.com/en/static/nowcast-us-epa#:~:text=NowCast%20was%20developed%20by%20the,into%20account%20previousl y%20recorded%20data>.
12. AQI PM2.5 (US EPA) <https://www.airnow.gov/aqi/aqi-basics/>
13. EcoCity <https://reborn.eco-city.org.ua/>.
14. Єдина в Україні екологічна система «SaveEcoBot» <https://www.saveecobot.com/>
15. FIRMS NASA <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/map/>
16. <https://ecozagroza.gov.ua/>.

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

КЛАСИЧНІ ПАПЕРОВІ СТІНИ, ЯК ОСНОВА МІКРОЕКОСИСТЕМИ «ЯПОНСЬКИЙ ДІМ»

На початку VII століття японські оселі отримали дуже специфічні конструкції стін, на відміну від стін в традиційному розумінні в багатьох інших країнах. Це були стіни з певних видів паперу [1]. Конструкція такої стіни являє собою каркас з натягнутою з двох сторін паперовою основою, званою «кодзо». Японський папір «васі» - це продукт ручної обробки (лиття), створений ще в VII столітті. Його різновид «кодзо» - жорсткий і досить міцний папір з волокон кори білої японської паперової шовковиці використовується для створення стінових перегородок в оселях ще з VIII століття [2]. Стіна могла бути прозорою «сьодзі» або напівпрозорою «фасумі». Такі стіни стали основою традиційних японських осель. Додатково вони оснащувалися верхніми похилими навісами, які перешкоджали проникненню прямих сонячних променів в дім. Крім того, по периметру такі стіни були оточені галереями, які також перешкоджали потраплянню прямих сонячних променів. У цьому сенсі японський будинок і його паперові стіни представляють чималий інтерес з позицій предмета історичної екології.

Стіна в японському житлі спроектована таким чином, щоб перешкоджати проникненню яскравого світла і забезпечувати пропускання розсіяного світла, що було важливо спекотним літом. На відміну від традиційних стін, на які сонячні промені падали в низхідному напрямку, в японських будівлях відбите і розсіяне сонячне світло падало на стіни у висхідному напрямку [3]. Така система дозволяла уникнути високого нагріву приміщення в спекотні періоди року.

Взимку, коли зовнішня температура низька, така японська стіна не є перешкодою для охолодження житла. Настінна галерея «енгава» також має свою роль як компонент для забезпечення функціональності стіни. Як правило, вона не заповнюється меблями і її призначення - захищати стіну від зовнішньої видимості і прямих сонячних променів. Але не від втрати тепла в холодну пору року.

Таким чином, японська стінка не є регулятором теплообміну між житлом і навколишнім середовищем. Вона не виконує пряму функцію відбиття зовнішнього тепла і світла в теплу пору року, і не виконує функцію збереження тепла всередині

приміщення в холодну пору року. Але при цьому популярність паперових стін тут дуже висока.

Особливості стінових конструкцій в японських оселях слід розуміти тільки через специфіку японської аналогової культури. Однією з важливих функцій стіни є *організація необхідного природного освітлення*, створення умов не тільки для світла і тіні, але і для управління напівтінями. Наприклад, затемнене приміщення дозволяло приховати скромність його архітектури, аскетизм житла, відсутність багатьох функціональних речей, характерних для осель інших народів. На думку істориків, японські стіни спроектовані таким чином, щоб сприяти «світловому хаосу», на відміну від європейських, які сприяють систематичному впорядкуванню світла [3].

Житло в Японії завжди відрізнялося ієрархічною структурою внутрішнього простору, його напівдоступністю, що забезпечувалося умовами світло- і теплообміну. Тому друга основна функція стіни - бути джерелом структурування простору для проживання - стала головною. Але й тут, як правило, приміщення структурується лише умовно, рухливими, розсувними стінами з щільного паперу. Стіна повинна заповнити «просторову порожнечу», якій потім надається деяке осмислене значення [4, 5].

Для того щоб зрозуміти суть теплового розрахунку житла в складі паперових стін, необхідно враховувати менталітет японської культури, зокрема, пріоритети природного освітлення у висхідному напрямку, світ тіней і півтіней, пустот, як нескінченної парадигми, де стіна - це проміжок між двома нескінченними порожнечами, що мають свій сакральний сенс (японське поняття «ма» - це вільний простір між ... і між ...): «житло має бути відкритим для природи і закритим для сторонніх». Оточуюча галерея навколо паперових стін будинку також служить цій меті. Та й енергетичний баланс такого будинку сильно відрізняється від традиційного. Тому розрахунок перерозподілу енергії будь-якого виду по відношенню до паперової стіни може мати нульовий результат, якщо застосувати методики, призначені для звичайної стіни будівлі. З іншого боку, математика не вміє враховувати емоції і настрої людини, щоб показати ефективність або неефективність стіни в японському варіанті. Розв'язування задач про такі властивості об'єктів і такі відношення між ними має бути завданням, наприклад, для алгебри логіки.

Питання, на яке потрібно відповісти:

«Паперова стіна – це благо чи технічна помилка?». Чи є суттєва потреба в паперових стінах в Японії?

Відповідь «так чи ні» не може привести до одностайного результату, адже шанування паперових стін засновано на традиціях, релігії, багатовіковій ментальності японського народу. Тобто категорії, які складно обчислити.

Відповідь на питання, що поставлене вище, явно не однозначне. Для європейця така споруда в світлі виконання функцій стіни ніколи не буде благом. Можна подивитися на дані порівняльних показників (табл. 1) і емпіричним шляхом розрахувати всі позитивні і негативні сторони цього технічного явища. Але також можна покласти на думку професійних експертів, які систематизують всі «Pro-Contra» і дадуть результат. Він і тоді не буде остаточним, тим самим зайвий раз підкреслюючи роль, яку відіграє ця споруда - «стіна».

Таблиця 1 – Порівняльна характеристика об'єкта «паперова стіна» в японському суспільстві.

№№	Позитивні якості та функції	Негативні якості і функції
1	Культурний символ країни.	Відсутність прагматизму при будівництві стіни
2	Специфіка організації необхідного освітлення. Відсутність прямих сонячних променів, освітлення знизу вгору	Для забезпечення основних функцій стіни потрібні додаткові елементи (козирки, галереї, зелені насадження)
3	Можливість споглядання природи, єднання з нею. Дім для природи, але не для сторонніх	Необхідність локального обігріву певних зон у приміщенні. Обігрів тільки центральної зони, де розташовується людина.
4	Можливість підлаштування індивідуального простору під людину. Мобільність структурування простору	Умовність окремих територіальних зон, позначених розділовими лініями, але не стінами.
5	Простота і аскетизм конструкції, легкість маніпуляцій нею	Вимушена скромність архітектури приміщень, мінімалізм.
6	Організація розсіяного сонячного світла.	Не є перешкодою для проходження інформації (звуку, світла)
7	Розквіт паперового виробництва в державі. Розвиток специфічного ремесла.	Неможливість збереження тепла в зимовий період року.
8	Максимальне естетичне сприйняття. Культура тіні та півтіні, концепція порожнечі як уявного стану	

На наш погляд, відповідь можна отримати, наприклад, якщо застосувати закони логіки предикатів до моделі «мешканець Японії - паперова стіна». Цей математичний механізм дає можливість виконувати формальні дії з логічними висловлюваннями, якщо вони складені з урахуванням сенсу завдання.

Припустимо, що:

- множина (x) , це люди, які використовують паперові стіни;
- множина (y) , це набір всіляких паперових стін.

Властивість (P) полягає у використанні паперової стіни для умовної присутності в японському культурному просторі. Можливо припустити P у вигляді бінарного відображення для подвійного відкритого предиката. Формули, в яких присутній той чи інший предикат, також можуть відноситись і до закритих, відповідно до умов задачі.

Бінарний відкритий предикат (P) визначає відношення приналежності між x і y таким, що формула $A = \{(x, y | P(x, y))\}$ вказує на наступну властивість: на множині x всіх людей, які використовують паперові стіни y , x віддає перевагу y , тобто мешканці Японії віддають перевагу паперовим стінам у своїх оселях. Предикат $(\forall(x, y) P(x, y))$ істинний для всіх x і всіх y . Подібних предикатів, або функцій в завданні може бути кілька, в залежності від його умов.

Завдання:

Кожен мешканець Японії водночас прагне:

- 1 - любити японську культуру і використовувати паперові стіни на протязі всього року;
- 2 - захищатися від спеки влітку і зігріватися взимку, що суперечить 1;
- 3 - віддавати перевагу єднанню з природою всередині свого будинку і захищати його від сторонніх, що суперечить 2.

Питання: наскільки переважними є паперові стіни для жителя Японії?

Рішення:

Запишемо для кожного предиката вираз, в якому відповідно до умов задачі існує:

1. Предикат P - "приналежність (користування) до стіни":

1.1. «кожному японцю (x) належить своя паперова стіна y » $\exists x P(x, y)$

2. Предикат Q - «приналежність до власної культури»:

2.1. «всі японці шанують японську культуру». $\forall x Q(x)$

2.2. «всі паперові стіни (y) є приналежністю (Q) до японської культури».

$\forall y Q(y)$

2.3. «всі мешканці Японії (x) і всі паперові стіни (y) належать Q японській культурі $\forall x Q(x) \& \forall y Q(y) \rightarrow \forall xy (Q(x) \& Q(y))$.

3. Предикат R – «захист від зовнішньої енергії»:

3.1. «паперові стіни захищають від зовнішньої енергії влітку, але паперові стіни не захищають від холоду взимку» $\forall y R(y) \& \forall y \bar{R}(y) \rightarrow \forall y (R(y) \& \bar{R}(y))$

4. Предикат S – «захист від зовнішньої інформації»

4.1. «Паперові стіни (y) передають інформацію (світло, звук)» $\forall y\bar{S}(y)$

Зведені дані про формулювання математичної моделі представлені в таблиці 2.

Таблиця 2 – Опис математичної моделі M, що аналізує процеси, пов'язані з роботою паперової стіни*

№	Висловлювання	Предикатна константа	Атомарна формула
1	Кожному японцю належить його паперова стіна	P – приналежність стіни	$\exists xP(xy)$
2	Всі японці шанують японську культуру	Q-приналежність своїй культурі	$\forall xQ(x)$.
3	Всі паперові стіни є частиною японської культури		$\forall yQ(y)$
4	Весь народ Японії і всі паперові стіни належать японській культурі		$\forall xQ(x)\&\forall yQ(y) \rightarrow$ $\rightarrow \forall xy(Q(x)\&Q(y)) \rightarrow$ $\rightarrow \forall xyQ(xy)$
5	Паперові стіни захищають від зовнішньої енергії влітку, але паперові стіни не захищають вхід стужі взимку	R – захист від зовнішньої енергії	$\forall yR(y)\&\forall y\bar{R}(y) \rightarrow$ $\rightarrow \forall y(R(y)\&\bar{R}(y))$
6	Паперові стіни пропускають інформацію у вигляді світла та звуку	S – захист від зовнішньої інформації	$\forall y\bar{S}(y)$
7	Завжди є паперова стіна, яка забезпечує вихід назовні до природи	T – комунікації скрізь стіну	$\exists yT(y)$
8	Сторонні особи можуть мати візуальний доступ через паперові стіни		$\exists xT(x)$
9	Завжди з'явиться паперова стіна, через яку можливий контакт із зовнішньою природою, але також буде хтось ззовні, хто зможе спілкуватися через неї		$\exists yT(y)\&\exists xT(x) \rightarrow$ $\rightarrow \exists xT(x)\&\forall yT(y) \rightarrow$ $\rightarrow \exists xy(T(x)\&T(y)) \rightarrow$ $\rightarrow \exists xyT(xy)$
10	Кожен японець використовує паперову стіну як елемент національної культури, енергетично зручний для літа і незручний для зими, такий, що дарує єднання з природою і не захищає від зовнішньої ін-	P – приналежність стіни (y) Q-приналежність своїй культурі R – захист від зовнішньої енергії S – захист від зовнішньої інформації	$\exists xP(xy)\&\forall xyQ(xy))\&$ $\forall y(R(y)\&\bar{R}(y))\&$ $\forall y\bar{S}(y)\&$ $\exists xyT(xy)$

формації та стороннього проникнення	Т – комунікації скрізь стіну	
-------------------------------------	------------------------------	--

**) - є $x \in X$ множність людей, які живуть в Японії і шанують японську культуру; $y \in Y$ - множність варіанти паперових стін, що використовуються в японській будівельній архітектурі.*

Розв'язанням задачі буде логічне рівняння з умовою не протиречності $A \in \Gamma \Rightarrow \exists M(M \models \Gamma)$ переваг з числа заданих. Тут $\Gamma \vdash A$ - множність гіпотез, серед яких є така, що відповідає вирішенню A даної задачі (A є похідною від Γ).

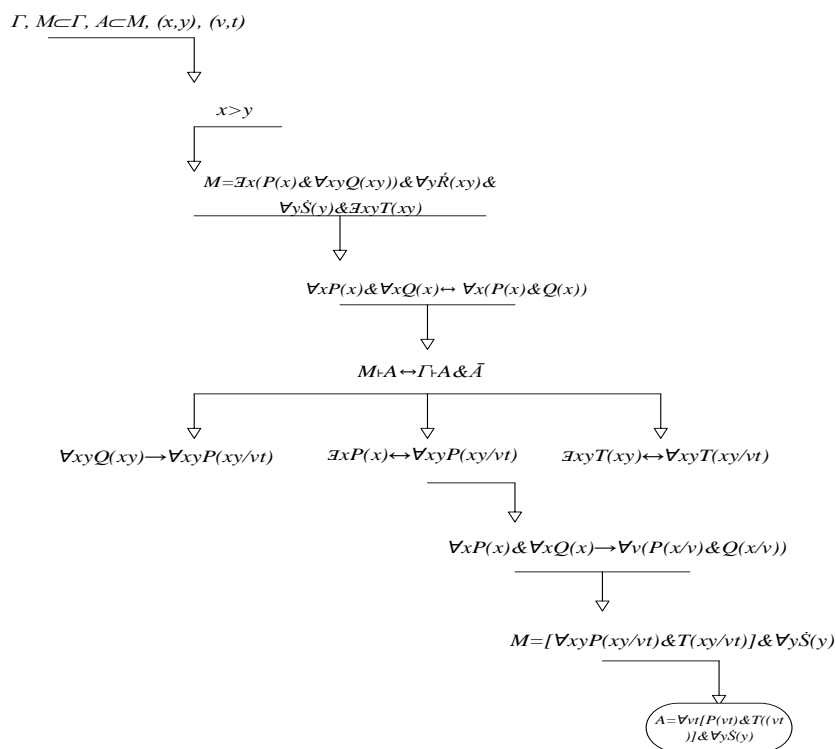


Рисунок 1 – База даних і послідовність операцій в алгоритмі розв'язання задачі «паперової стіни» в японській оселі.

Математична модель, яка аналізує проблему і записується у вигляді сигнатури предиката, виглядає наступним чином

$$M = \exists x P(x) \& \forall xy Q(xy) \& \forall y (R(y) \& \bar{R}(y)) \& \forall y \bar{S}(y) \& \exists xy T(xy). \quad (1)$$

Її кореневий опис наведено в таблиці 2. Позначимо тут перелік об'єктних і предикатних констант в представленій моделі, серед яких виділимо зв'язані змінні x та y і вільні від образності змінні v та t , що фігурують в логічному аналізі. Згорнута

послідовність логічних дій, що представляють собою рішення задачі, показана на рис.

1. В результаті модель M набуває форму, зручну для логічних перетворень

$$\begin{aligned} M &= [\forall xyP(xy/vt) \& \forall xyT(xy/vt)] \& [\forall y(R(y) \& \bar{R}(y)) \& \forall y\bar{S}(y)] \rightarrow \\ &\rightarrow [\forall xy(P(xy/vt) \& T(xy/vt))] \& [\forall y(1) \& \forall y\bar{S}(y)] \rightarrow \\ &\rightarrow [\forall xy(P(xy/vt) \& T(xy/vt))] \& \forall y\bar{S}(y) \end{aligned} \quad (2)$$

А рішення проблеми, без її докладного опису на підставі рис. 1, зводиться до наступного

$$A = \forall(vt)[P(vt) \& T(vt)] \& \forall y\bar{S}(y) \quad (3)$$

Заміна зв'язаних параметрів вільними, відповідно до теорії Хенкіна, дозволила абстрагуватися від конкретного семантичного навантаження на користь формального прочитання логіки висловлення у формулах предикатів. У той же час у формулюваннях для висловлювань залишається умова загальності $x, y \in M; v, t \in \Gamma$. Тому ж і $x, y \in \Gamma$, що впливає з правила $\exists M(\exists A(M(A) \models \Gamma))$

Згідно з результатом, право на існування має наступне твердження:

- для всіх пар $(x \rightarrow v) \in M$ і $(y \rightarrow t) \in M$ існує абстрактна взаємодія, яка функціонально узгоджується з предикатами P і T , при відсутності взаємодії по предикату S (2). У цьому випадку предикат R – представляється як нерелевантний, в порівнянні з предикатами P, S і T . Але при такому рішенні ми маємо справу тільки з однією зв'язаною змінною: y і з вільними змінними $(v$ і $t) \in M$. Логічна інтерпретація цієї взаємодії наступна.

«Для всіх жителів Японії логічна приналежність до своєї культури перетворилася в інформаційну потребу, і тільки в такому вигляді вона порівнюється з логічною приналежністю особливо стіни» (3).

В розумінні корисності або перспективи паперової стіни, ми формально відійшли від добре відомих і простих функцій, таких як $\exists xP(xy)$ або $\forall xQ(x)$ або $\forall yQ(y)$. Ми перейшли до більш ускладненого розуміння людських переваг. Запропоноване формалізоване рішення задачі пов'язує в області переваг таку функцію, як $Q(x)$ з предикатом Q - приналежність до власної культури. Він (можливо з часом) з успіхом доповнюється функціями $P(vt)$ і $T(vt)$ від предикатів P - приналежність стіни та T – комунікація через стіну, що показують на потребу в паперовій стіні, незважаючи на їх недоліки у вигляді теплоізоляційних властивостей, але на користь специфічних інформаційних та культурних властивостей: контакту з природою, прояви якості

порожнечі в житловому просторі, можливостей для спілкування з сусідами та іншими людьми. Функція $S(y)$, яка є однією з головних якостей будь-якої іншої традиційної стіни, у випадку з паперовою стіною в Японії виявляється незатребуваною (предикат \bar{S} у формулі кінцевого рішення) саме через цю особливість.

Перевага таких тверджень незаперечна, тому, в порівнянні з умовами поставленої задачі, логічне рішення вважається доведеним позитивно. А саме:

- незважаючи на відомі недоліки, паперові стіни існують і, беручи до уваги сучасні комунікативні традиції, та за їх межами, по відношенню до жителя японських островів, він віддає перевагу саме їм;

- мешканці японських островів вважають за краще не розлучатися зі своєю духовністю, зокрема, з аналоговою культурою, через приналежність до паперових стін, навіть на шкоду власному комфорту в оселі. Цим і обумовлена живучість паперових стін в будинку корінного жителя японських островів.

Таке рішення є паліативним, невичерпним і дає право на додаткові дослідження. Немає сумнівів, що ХХ і особливо ХХІ століття внесли свої корективи в культурні претензії сучасної Японії, в тому числі і в її будівельну індустрію. Але унікальні паперові стіни осель цієї країни залишилися в історії як символи гармонійного єднання людини з природою, співвиміру біологічних можливостей людини і стану навколишнього середовища, як прообраз мінімізації потреб людини в поєднанні з раціональним використанням природних ресурсів.

Висновок

З двох груп взаємовиключних переваг, пов'язаних з використанням паперових стін в Японії, а саме: перевага духовного характеру через приналежність до паперових стін (предикат P) та інформаційний контакт з природою (T) з одного боку, та перевага домашнього комфорту (R) та інформаційної ізоляції житла (S) з іншого боку, мешканець японських островів вибирає перші два, на супротив другій групі. На цьому ґрунтується популярність і пріоритет паперових стін в мікроекосистемах японського житла.

Література

1. Why Is Japan Still So Attached to Paper? Электронный вариант – [режим доступа]: <https://www.nytimes.com/2018/11/19/t-magazine/japanese-paper-washi.html>
2. Sukey H. Washi. The world of Japanese paper. Kodansha International, 1978. 360 p.

- 3.Santini M. Where light casts no shadow. One wall, one window, five spaces. CEACTION/UAL – Centro de Estudos de Arquitetura, Cidade e Território da Universidade Autónoma de Lisboa, 2023, P.71-97
- 4.Nute K. Space, Time, and Japanese Architecture: The Birth of a New Temporal Tradition// The International Journal of Architectonic Spatial and Environmental Design. 2019, 13(3) P.51-63
- 5.Ching-Yu Chang. Japanese Spatial Conception-1. The Japan Architect59, №4, 1984. 12 p.

Волошин В. С. д-р техн. наук, проф.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

УНІКАЛЬНІСТЬ ВІНАХІДНОГО ТВОРЕННЯ «СТІНИ» ДЛЯ МІКРОЕКОСИСТЕМ ЛЮДИНИ

Серед відомих і незаперечних винаходів, які відкривали і супроводжували цілі епохи в розвитку людства, таких як важіль, колесо, вогонь у вогнищі, слово і буква, має знаходитися місце для такого винаходу, як стіна. Звичайна стіна, властивості і функції якої відігравали величезну роль в історії людства в усі часи його існування [1, 2, 3].

Поява штучної стіни означало величезний крок у зміні типу екосистеми для людини. В епоху неоліту з'явилися перші штучні споруди, що звільняють людину від територіальної прив'язаності до печер, збіднілих кам'яних територій, розширюють площі його проживання, головним чином заради землеробства і професійних ремесл. Перші будинки з'явилися приблизно одинадцять тисячоліть тому на Близькому Сході [4]. Це були примітивні стіни в вигляді покладених на підлогу кам'яних плит, річкових валунів, як це було в горах Загрос. Це могли бути перегородки, гілки, конструкції з кісток, шкури великих тварин. Пізніше стіни були покриті зовнішніми перекриттями найпростішої форми. Все це забезпечувало захист від погодних умов і проникнення ззовні в житло.

Для доантичного світу і пізніше створення стінових будівель означало не більше і не менше, як виникнення цілих міст, коли житла великої кількості неродинних людей розташовувалися неподалік від місця застосування їх праці, що сприяло подальшому розвитку землеробства, виникненню вузькоспеціалізованих професій, зародженню ремесл і т. д., становленню і послідовному розвитку суспільства. Майстерність, в цілому, зобов'язана своїм розвитком саме містам з їх типовою стінною конструкцією житла. Далі з'ясувалося, що античний світ і Середньовіччя не могли існувати без міцних фортечних стін, які захищали міста від пограбування та руйнування [4]. Стіни господарських будівель ставали захистом для домашніх тварин, приручаючи їх до єдиного місця проживання. Стіна в'язниці стає бар'єром для злочинців і неугодних людей. Функціональність стін була значно розширена.

У найпростішому вигляді **стіна** - це штучна, жорстка, вертикальна, плоска або наближена до площини, технічна конструкція, призначена для просторового поділу

території людського існування на окремі зони за функціональними ознаками. Цим формулюванням ми підкреслюємо **функціональну особливість** стіни, що робить її унікальним винаходом, нарівні з іншими, які зробили значний вплив на розвиток людства.

Нижче наведені функції та особливості, пов'язані з поняттям «стіна» (табл. 1). Очевидні фундаментальні властивості цих споруд, які зіграли вирішальну соціальну роль в історії розвитку людства на планеті Земля. Перелік таких функцій дає уявлення про значимість цього винаходу, ставлячи його в один ряд з іншими подібними епохальними винаходами людства, такими як, наприклад, колесо або писемність.

Таблиця 1 – Функціональність стіни, її особливості та опис функцій

№№	Функція стіни	Опис, приклади
1	Територіальна варіабельність (на відміну від печерного житла)	1.1.Можливість установки стіни в будь-якому необхідному місці поселення людини
		1.2.Наближення дому до місця професійної діяльності,
		1.3.Підвищення активності землеробства та ремесл
		1.4.Створення умов для торговельної діяльності
		1.5.Один із способів досягнення осілості
2	Значення просторового розділення	2.1. Структурування простору на окремі осередки для соціальних та індивідуальних цілей.
		2.2. Захист від припливу зовнішньої енергії різного типу і потужності
		2.3. Захист від впливу непотрібної інформації
3	Обособлення території	3.1. Розподіл функціонального призначення території в залежності від потреб людини (кухня, спальня, сарай, хлів, аудиторія)
		3.2. Перешкода для обміну інформацією між просторами, розділеними стіною. Житло, яке обнесене стіною, захищене від зовнішнього спостереження. Тюремна стіна не дозволяє ув'язненому контактувати із зовнішнім середовищем.
		3.3. Прикордонний поділ території (Корейська стіна, Іспано-марокканська стіна, Індійсько-Кашмірська стіна, Нікосійська (Кіпрська) стіна, Іудео-Самарійська стіна Ізраїлю, Берлінська стіна, Стіна Адріана в Північній Англії та ін.)

4	Конструктивні функції	4.1. Опора, несуча конструкція,
		4.2. Наявність допоміжних конструктивних елементів, що підвищують функціональність стіни
		4.3. Аеродинамічний опір
		4.4. Механічна міцність
		4.5. Естетична площа
5	Технологічні функції	5.1. Акустичний, світловий, тепловий захист
		5.2. Захист від попадання вибухових речовин або твердих балістичних предметів (міські стіни)
6	Гігієнічні функції	6.1. Захист від погодних умов, вітру, опадів, зовнішньої температури та ультрафіолетових впливів
7	Обмежувальні функції	7.1. Обмеження природного доступу всередину приміщення
		7.2. Обмеження доступу зсередини назовні, включаючи всі типи суден, в'язниць, темниць.
		7.3. Забезпечення організованого доступу в приміщення або місто через двері, ворота в стіні
		7.4. Утримання ворога поза зони доступу до міської стіни
		7.5. Перешкода для міграції народів і товарів між країнами. За останні 20 років між державами світу було зведено 56 прикордонних стін, що запобігають нелегальній імміграції, тероризму та транзиту заборонених товарів. Загальна протяжність таких стін на сьогоднішній день становить понад 24 000 км. Для порівняння, Велика Китайська стіна має довжину 8 800 км
8	Естетичні функції	8.1. Декоративний або естетичний дизайн простору
		8.2. Розміщення картин на стіні для перегляду
9	Психологічні функції	9.1. Почуття безпеки, яке не збігається з реальною небезпекою
		9.2. Поділ за ступенем комфорту, предмети оздоблення стін
10	Символізм як властивість стіни	9.1. Культове призначення стіни, ритуали, звичаї (вівтар, Стіна плачу, стіна Цоя)
		10.2. Символ порога, перешкода, подолання якої є способом переходу від зовнішнього і буденного до символічного і стоїчного.
		10.3. Алегоричність характеру терміну (в літературі: стіна - роз'єднання, мости - об'єднання)

Всі наданні показники, як і багато інших, пов'язаних з предметом дослідження - стіною, можна співвідносити з декількома універсальними функціями стіни. Перша з них несе в собі одне з фундаментальних значень для розвитку людини на етапі переходу від збиральництва і полювання до землеробства, скотарства та ремесл, а саме *територіально пов'язує житло і місце професійної діяльності*: будинок і поле, житло і ремесло, культ і натовп. І однією з головних функцій тут є просторовий поділ території проживання або зони існування людини за допомогою стіни. Таким чином, стіна стала технічним забезпеченням для організації саме осмисленого людського побуту в цьому світі. Особливість, яка і на цей час повністю себе виправдовує.

Під цією функцією мається на увазі *структурування території*, на яку претендує людина. Наприклад, житло повинно мати зони, де готується і споживається їжа. І ця територія повинна бути відокремлена від території для професійної діяльності або для сну. Таким чином, стіни дозволяють структурувати житло, будинок, передбачивши приміщення для кухні, кабінету, вітальні, спальні тощо. Але стіни дозволили структурувати й інші потреби людини, зокрема, потреби соціального, професійного, економічного чи військового характеру. Зокрема, міські оборонні стіни, культові споруди тощо.

Структурування за допомогою стін здійснюється за певними ознаками, наприклад, потреби людини, його безпека, умовності присутності, обзорність території. Стіна дає можливість уніфікувати функції людини, просторово розділити їх на ті, які відрізняються інформативністю, особливою значимістю і обладнанням, видами виконуваних робіт або відпочинку, наявністю поруч інших людей і т. д.

Друга основна функція стіни полягає в наступному. Для житлового приміщення стіна виступає *способом локалізації енергії та організації теплопостачання для людини*. Стіна (зрозуміло, разом з підлогою та верхньою стелею приміщення) бере участь в організації теплообміну, не дозволяє теплу виходити з приміщення. При цьому стіна прогрівається і стає другорядним джерелом акумульованого тепла, підтримуючи мікрокліматичний режим цього приміщення. Селянська хата, яранга, чум, кибитка, вігвам, дерев'яний, глинобитний або цегляний будинок - всі вони мають специфічні особливості для збереження внутрішнього тепла і забезпечення потрібного для людини мікроклімату житла.

Ще одна частина цієї важливої функції для стіни пов'язана із *захистом від проникнення зовнішньої енергії всередину приміщення* (прямих сонячних променів, світла, звуку, тепла тощо). У тому числі, із захистом від проникнення сторонніх, що забезпечує прояв індивідуальності життєвого простору для людини.

Але було б неправильно ототожнювати стіни тільки з житлом людини. Функції стіни набагато ширші. Просте перерахування творів рук людських, які дозволили їй піднятися на сучасний рівень розвитку, і пов'язані з використанням стін у найрізноманітніших варіаціях, змусить ставитися до стіни, цього творіння, з великою повагою. Універсальність самого феномена «стіни» підтверджується широким охопленням найрізноманітніших сторін людського життя, в яких вона бере участь. Ось деякі з цих прикладів.

1. Одомашнення тварин як етап переходу від мисливсько-збірницького до повного або часткового осілого життя було неможливим без будівництва загонів (прообразів стінових конструкцій), корівників для утримання худоби та захисту її від негоди. Далі – більше.

2. Стінки в резервуарах будь-якого розміру і конструкції для зберігання продуктів харчування, води, вина, масл та інших рідин, корисних копалин дозволили в довгостроковій перспективі зберігати товари і транспортувати їх, не припускаючи їх висипання.

3. Гребля на річці - це також стіна, яка перешкоджає стоку води і призначена для зміни гідравлічного режиму річок. Здатність такої стінки обмежувати потік води призводить до збільшення її гідравлічного напору та засвоєнню потенціалу падаючої води, тобто енергії.

4. Саме стінам люди зобов'язані виникненням цілої індустрії конструкцій, що функціонально виконують роль тимчасового порушення цілісності стіни, а саме:

- для проходу людини через стіну (двері, петлі, ручки);
- для забезпечення можливості зовнішнього спостереження через існуючу стіну (вікна, рами, скляні конструкції);
- для підтримки замкнутості площини стіни з тимчасовим відкриванням дверей (замки, затвори, жалюзі, тріскачки).

5. Більшість стародавніх і сучасних культових споруд не відбулися б за своєю функціональністю, якби не було стінових конструкцій. Знову ж таки, можливості стіни дозволяли людині будувати культові споруди відповідно до своїх територіальних потреб, наприклад, в містах або, навпаки, в далеких монастирях.

6. Стіна - це обмежувач вільного пересування людини, насильницьке обмеження її волі. В'язниці та темниці неможливі без міцних стін. Ця функція стіни використовувалася у всі століття аж до нашого часу та є однією з найактуальніших для обслуговування будь-якого державного устрою. Тут стіна виступає фізичним і моральним стабілізатором громадянських обов'язків і прав кожного з людей, будучи

інструментом насильницького обмеження свободи пересування для порушників державних правил і законів на певний визначений час.

7. Житла людей піддавалися постійним руйнуванням. Від старості, але частіше від воєн. Загальне правило для будь-якого віку: якщо ще є стіни, будинок можна відреставрувати. Якщо стіни зруйновані, будинок відбудовують, починаючи від фундаменту, і частіше, в іншому місці, але це буде вже інший будинок. Така роль стіни в будь-якій будівлі.

Список прикладів, які стосуються предмета вивчення, стіни, нескінченний. Всі вони підкреслюють різноманіття конструкцій і спільність функціональності стін, їх нескінченну потребу в призначенні, незалежно від епох, форм соціальної організації життя, соціальної системи або формації, технологічного укладу, в якому живуть люди. Перелічимо закони або закономірності, що лежать в основі подібних «доленосних винаходів» для людини (табл. 2).

Таблиця 2 – Закони і закономірності, що лежать в основі деяких класичних «винаходів» людини

№№ п/п	Тип винаходу	Закони, що лежать в основі Дії	Параметри забезпечення
1	Важіль	Закон рівноваги двох плечей F – сила, що прикладена; r – плече прикладення сили	$F_1/F_2 = r_2/r_1$
2	Колесо	Гіроскопічний ефект і умови тертя кочення та ковзання. \vec{M} – момент сили; \vec{L} – момент імпульсу; $\vec{\omega}$ – кутова швидкість	$\vec{M} = [\vec{\omega} \times \vec{L}]$
3	Вогнище	Закони спрямованого теплообміну. u – щільність теплового потоку; a – коефіцієнт Фур'є.	$du/d\tau - a^2 \Delta u = f(r, \tau)^*$
4	Мова, слово	Закони соціального та біологічного напрямку правила спілкування.	-
5	Писемність	Впорядковане співставлення позначок і звуків (слів, зображень).	Фонетичні закономірності
...

**) - стосується закону теплопровідності Фур'є, але тут також можуть знаходитися рівняння конвективного теплообміну і закон Кірхгофа.*

Стіна в цьому ряду також повинна відповідати основним законам, за якими вона може виконувати свої універсальні функції. Беручи до уваги, що однією з основних

функцій стіни є ізоляція двох різних частин простору від зовнішніх джерел енергії та інформації, правильно показати, що основою її функціональної діяльності є закони збереження енергії. Не виключаючи при цьому її міцнісних якостей тощо.

Однією з найважливіших структурних і технологічних властивостей стіни є її відношення до зовнішньої енергії та інформації, які можуть проходити крізь стіну і для якої вона є штучною перешкодою. Енергією, яка може бути заблокована стіною (див. табл.1), найчастіше є енергія вітру (п. 4.3), енергія звуку або світлової хвилі (п. 5.1), атмосферні опади (п. 4.4), зовнішнє тепло сонця (п. 6.1) або внутрішнє тепло, що використовується для обігріву житла (пп. 4 і 6). Для міських стін - це кінетична енергія каменів, бомб і снарядів і т. д. (п. 5.2) В якості інформації може йти річ про запобігання проникненню звукових сигналів різного призначення, обмеження прямої видимості інтер'єру приміщення в системі «стіна-житло», зовнішнього освітлення (п. 3.2) і т. д.

Припустимо, що в існуючому наборі структурних типів стін X , що складаються з декількох підмножин $x_k \subset X$ за матеріалами та формами (бетон, камінь, глина, дерево, плоский, складної конфігурації, ...), кожен з яких, в свою чергу, включає в себе параметричний ряд a_{kj} із j -значень, що відповідають фізичним параметрам, для захисту від яких конструкція призначена. При цьому в кожній підмножині x_k існує, як мінімум, один параметр переваги a_{kj}^* , який є основним, заради якого ця стіна була зведена. Такий параметр переваги відноситься до власного розподілу енергії, від якого в основному «захищає» ця стіна, не пропускаючи її, або, навпаки, не випускаючи назовні. Та частина енергії, з якою «впоралася» стіна, - це енергія, що розсіюється, підвищуючи певну частку ентропії системи «стіна-житло». І ця ж характеристика визначає якість стіни, тобто її резистентність до проникаючої енергії, її механічні, теплозахисні, акустичні та інші властивості, кожна з яких, залежить від лінійних розмірів стіни: її висоти, товщини, довжини по відношенню до потоку енергії. По відношенню до сумарного потоку енергії лінійні параметри стіни є найбільш важливими і використовуваними (табл. 3).

Потік енергії i -го типу e_i , що падає на стіну, приведений до одиниці її площини ($\text{кДж}/\text{м}^2$), поділяється на ту його частину $e_i^{(1)}$, яка проникає через конструкцію на протилежну поверхню стіни, ту частину $e_i^{(2)}$, яка відбивається від стіни і повертається назовні, проти вектора основного потоку енергії і ту його частину $e_i^{(3)}$, яка поглинається

матеріалом стіни, таким чином, що $e_i = e_i^{(1)} + e_i^{(2)} + e_i^{(3)}$.

Таблиця 3 – Опосередковані параметри енергетичного впливу на конструкцію типу «стіна».

№№ п/п	Вид енергії	Найменування параметра M_j	Деякі формули для позначення $M(\Delta L)$	Одиниця вимірювання
1	Механічна	Коефіцієнт вигину μ , міцність на вигін, щільність ρ .	- $\mu = -\frac{\Delta d}{d} \frac{l}{\Delta l}$ $\rho = \frac{M}{v}$	МПа кг/см ² кг/см ³
2	Теплова	Коефіцієнт теплопровідності λ	$\lambda = \lambda_0(1 - b(T - T_0))$	Дж/(м·с·К)
3	Акустична	Коефіцієнт звукопоглинання α і щільність ρ	$\alpha = E_{\text{пр}}/E_{\text{пад}}$; $\rho = M/v$	Безрозмірна д. від 0 до 1; кг/м ³
4	Енергія вітру	Коефіцієнт аеродинамічного опору	$X = C_x \frac{\rho V^2}{2} S$	Безрозмірна величина
5	Волога	Коефіцієнт дифузії води	$\frac{dM}{dt} = -DC \frac{dC}{dx}$	см ² /с
6	Інформація	Коефіцієнт доступності	$\varepsilon = I_{\text{пр}}/I_{\text{пад}}$	Безрозмірна од. від 0 до 1

З точки зору функціональності стіни енергія $e_i^{(1)}$ є найбільш негативною, проникненню якої ззовні в житло стіна, як захисна споруда, не змогла запобігти. Тому її масштабоване одиничне відношення до загальної падаючої енергії $\frac{e_i^{(1)}}{e_i}$ є своєрідним показником проникності стіни по відношенню до i -го джерела енергії, а в співвідношенні $k_i = 1 - \frac{e_i^{(1)}}{e_i} = \frac{e_i^{(2)} + e_i^{(3)}}{e_i}$ - є коефіцієнтом енергетичної ефективності стіни по відношенню до енергетичного потоку e_i , що падає на неї. Але цей же коефіцієнт (вимірюється в долях одиниці від 0 до 1,0) дає уявлення про те, яка частина енергії, $(e_i^{(2)} + e_i^{(3)})$ не проникаючи через стіну, втрачається у вигляді розсіяної енергії i -го роду, що падає на стіну. Ця енергія розсіюється в просторі і опосередковано відноситься до ентропії системи «стіна-навколишнє середовище». Коефіцієнт k_i дає

можливість оцінити розподільні якості такої споруди, як стіна, приймаючи до уваги позитивні процеси зовнішнього розсіювання будь-якого виду енергії від стіни (одна з її основних функціональностей) і пов'язаних з цим явищ зростання ентропії для частини енергії $e_i^{(3)}$, що розсіюється в системі «стіна-навколишнє середовище». До цього слід додати, що енергія, що проникає через стіну, стає пов'язаною з мінімальною ентропією для того ж енергетичного потоку e_i з внутрішньої сторони стіни. У динаміці це представляється як мінімізація ентропії всередині житла і її зростання за його межами.

Для потоку теплової енергії e_T , яка генерується всередині приміщення, обмеженого стінами, наприклад, для його обігріву, ця пропорція витримується у вигляді $e_T = e_T^{(1)} + e_T^{(2)} + e_T^{(3)}$ (кДж/м²). У цьому випадку коефіцієнт енергетичної ефективності теплового потоку, що нас цікавить, розраховується як $k_T = (e_T^{(1)} + e_T^{(3)})/e_T$. Ми маємо справу з процесами теплообміну, та й взагалі, з процесами обміну енергією в системі «стіна-середовище», які сформульовані як основні закони, що лежать в основі функціонування стіни. І тут узагальнююча ентропія системи пов'язана з втратою енергії чи за однією, чи за іншою сторонами стіни, в залежності від її функціональності. Зміна узагальненої ентропії, що включає в себе її енергетичну та інформаційну складові, має вигляд $\Delta S_{zar,i} = \sum \Delta S_{e,i} + \sum \Delta H_{и,i}$.

З точки зору ентропії системи «стіна-житло» енергія $e_i^{(1)}$ будь-якого виду, в тому числі інформаційна, проникаючи ззовні в приміщення, є похідною такого конструктивного елемента, як стіна і є зайвою або шкідливою для людини. Чим її більше, тим нижче якість стіни. Тому в першому наближенні коефіцієнт k_i опосередковано характеризує зміну ентропії системи «стіна-житло» ΔS_i як міру її невпорядкованості по відношенню до основної функції – захисту житла.

Те ж можна віднести і до інших енергетичних потоків, що впливають на стінові конструкції, в залежності від їх призначення.

Енергетичний обмін через стіну, як одна з її головних функцій, в даний час зазнає значних перетворень, пов'язаних з розширенням властивостей і можливостей цього унікального винаходу. Стіни сучасних споруд стають менш несучими, більш енергозахисними в плані функцій, максимально естетичними і мінімально матеріалоемними. Їх функціональний спектр і матеріальне наповнення постійно розширюються. Вони, в свою чергу, вимагають поглибленого дослідження і систематизації.

Висновок

Подібні дослідження лише підтверджують, що стіну, і як структурну споруду, і як об'єкт екологічних потреб, соціальних, військових, політичних та економічних амбіцій, необхідно розглядати з найрізноманітніших позицій величезного впливу на умови життя людини в усі періоди її існування і розвитку. Дивно, але невидима узагальнена стіна поряд з колесом та іншими епохальними винаходами пережила тисячоліття, зазнала нескінченних трансформацій заради епох і стилів, і до сих пір не втратила, а навпаки, розширила діапазон своєї необхідності для людини і вимагає свого більшого визнання. Такий підхід завжди дозволяв і надалі буде дозволяти не тільки розвивати конструктивні особливості цього винаходу, а й суттєво підвищити його функціональність для людини.

Література

1. Breeze D.J. Hadrian's Wall. A study in archaeological exploration and interpretation. Rind's lectures-2019. Archaeopress, Oxford, 2019. - 174 p.
2. Adams A. The Evolution of Urban Society: Early Mesopotamia and Prehispanic Mexico. Chicago, 1966. – 231 p.
3. Yuval Noah Harari. Sapiens: A Brief History of Humankind 2011. 570 с. Электронный ресурс – [режим доступа]: <https://ru.wikipedia.org/wiki/Goodreads>
4. Rybczynski W. Home: A Short History of An Idea. London: Penguin, 1987. — P. 56

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Азархов О. Ю., д-р. мед. наук, доц.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

ВИКОРИСТАННЯ РЕКУРЕНТНИХ НЕЙРОМЕРЕЖ ДЛЯ ОЦІНКИ РИЗИКІВ ПОРУШЕННЯ КІСТКОВОЇ СИСТЕМИ ЛЮДИНИ

В публікаціях [1, 2, 3] пропонується використовувати для оцінки ризиків варіант подієвого аналізування. Зокрема, в якості кількісних показників такого ризику пропонується створення моделей на основі нейронних мереж, запрограмованих на задачу, що розв'язується. Такі мережі дозволяють аналізувати ризики для досить великої групи систем, зокрема [4, 5, 6], але вони не дозволяють проводити оцінку ризиків для систем з великою кількістю випадкових подій, вплив яких на формування ризику може бути досить високим. Одним із прикладів таких моделей є кісткова система людини та ризики, пов'язані з її цілісністю.

Одним із прикладів використання *RNM* для систем з великою кількістю невизначених параметрів є кісткова система людини та ризики, пов'язані з її механічним пошкодженням. Якщо не заглиблюватися в детальну класифікацію видів ураження кісткової тканини в організмі людини, можна зупинитися на двох видах ризиків, які супроводжують такі пошкодження:

- розтягнення зв'язок суглобових тканин і кісткових суглобів R_1 ;
- численні види переломів кісток скелета R_2 .

Таке пошкодження кісткових тканин потребує прикладання до них певних видів механічних сил (табл. 1).

За типізацією зовнішніх подій, які можуть бути причиною механічних порушень кісткової тканини, стоїть величезна кількість випадкових факторів, які відповідають за різноманітність подій, які супроводжують людину як ризикоутворюючі.

Існуючі статистичні методи оцінки таких ризиків, як, наприклад, промислові, спортивні або побутові, відносяться до постфактуму, заснованих на статистиці випадків, що сталися в минулі періоди часу. Тому такі оцінки ризиків викликають певні критичні зауваження [7].

Таблиця 1 – Типові причини і способи механічного пошкодження елементів кісткової системи людини.

№№ п/п (к)	Узагальнені кісткові групи	Характер механічного впливу		Фізичне явище як причина порушення цілісності кісткової тканини людини	Супутні зовнішні типові події
		Вид	Функція		
$k = 1$	Кістки черепа	Удар, (X_1)	f_{12}	Контакт із перешкодою висотою h (інертне падіння). Контакт із тілом, що має потенційну або кінетичну енергію. Людина, що має кінетичну або потенційну енергію. Тертя ковзання	Падіння з висоти. Падіння перед перешкодою. Удар тіла, що рухається. Втрата стабільності для всієї системи, Ковзання нижньої кінцівки
$k = 2$	Верхній плечовий пояс і хребетний стовп				
$k = 3$	Грудна клітина	Вигиб, (X_3)	f_{32}	Виникнення моменту сил плечем l щодо довільної точки тіла людини (інерційний рух) в результаті тиску (удару). Защемлена консоль. Односторонньо або двосторонньо защемлена кістка.	Втрата стабільності скелета. Інертний рух кісткової системи. Натискання на кістку з защемленими кінцями, Перекрут защемленої кінцівки
$k = 4$	Тазові кістки				
$k = 5$	Верхні кінцівки				
$k = 6$	Нижні кінцівки	Кручення, (X_4)	f_{42}		

Елементи кісткової структури людини, будучи функціонально і пружно взаємопов'язаними, як правило, одночасно піддаються впливу декількох можливих ризиків, що пов'язані з механічним впливом різного типу. В результаті страждають найрізноманітніші групи кісток одночасно. Наприклад, при миттєвій втраті стійкості одночасно можуть постраждати не тільки кістки ніг, але і руки, суглоби, в результаті опори під час падіння, тазові кістки в результаті крутильної деформації, і навіть елементи хребетного стовпа, також при торсії або ударі при падінні. Або, наприклад, механічний прямий удар, нанесений по кістках черепа, може супроводжуватися інерційною деформацією шийних хребців і т.д.

Модель *RNM* для такої системи представлена на рис.1. Головною її відмінністю є стан вхідних сигналів двох типів: стабільних сигналів, які можуть бути надані у вигляді передбачуваних подій, і випадкових вхідних сигналів, передбачуваність яких дуже низька. Такі групи вхідних сигналів подаються на вхід першого з *RNM-синапсів*, який складається з двох нейронів. Функція активації першого з них f_{11} – це порогова функція (binary step function), а друга f_{12} - це функція біфуркації, що призначена для фільтрації групи випадкових сигналів.

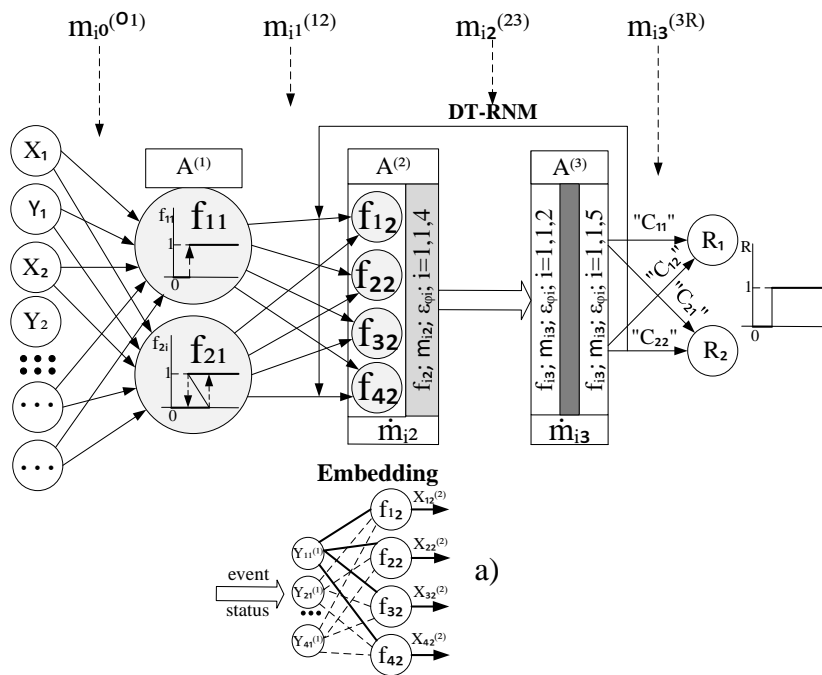


Рисунок 1 – Загальна мережева модель RNM для прогнозування ризиків для кісткової системи людини^ a) - модель Embedding-синапсу.

Вагові коефіцієнти вхідних сигналів в такій інтерпретації є сильно невизначеними, тому найпростіше дати їм нормовані початкові значення $m_{i0} = \{1, 0,0001\}$. Тим більш, що в процесі навчання *back propagation* уточнені значення цих коефіцієнтів також приймуть значення $\hat{m}_{i,j=0} = \{1, 0,0001\}$, тільки в іншій послідовності.

Всього модель має три прихованих синапсних шарів, перший з яких $A^{(1)}$ відповідає за систематизацію випадкових сигналів Y_p , другий $A^{(2)}$ з функцією активації f_{i2} ($i=1,1,4$) і ваговими коефіцієнтами $m_{i2}^{(23)}$ відповідає за розподіл сигналів між чотирма способами впливу на систему - ударом, тиском, вигином і крученням. Узагальнену функцію активації для таких нейронів приймемо у вигляді гіперболічного тангенсу $f_{i,j=2}(x) = \frac{e^x - e^{-x}}{e^x + e^{-x}}$. А третій з прихованих синапсних шарів $A^{(3)}$ в моделі, призначений для структуризації сигналів, що були виділені на цьому етапі, по принципу «істина-не істина» щодо тих подій, які можна було кваліфікувати як ризикоутворюючі або ні. Функцією активації такого прихованого нейронного шару, зручною для програмування мережі, є *ReLU (Rectified Linear Unit)*. Для другого і третього синапсів сформувався подвійний зворотний зв'язок за принципом *DT-RNM (Deep Transition-RNM)* (рис. 2)), який передбачає корекцію стабільних вхідних сигналів $X_{i1}^{(1)}$ і фіксованих випадкових сигналів $Y_{p1}^{(1)}$ в моделі *RNM*. Їх уточнені вагові коефіцієнти на кожній φ – ій ітерації відповідно до процедури зворотного зв'язку *DT-RNM* дорівнюють $\hat{m}_{i1}^{(12)}$.

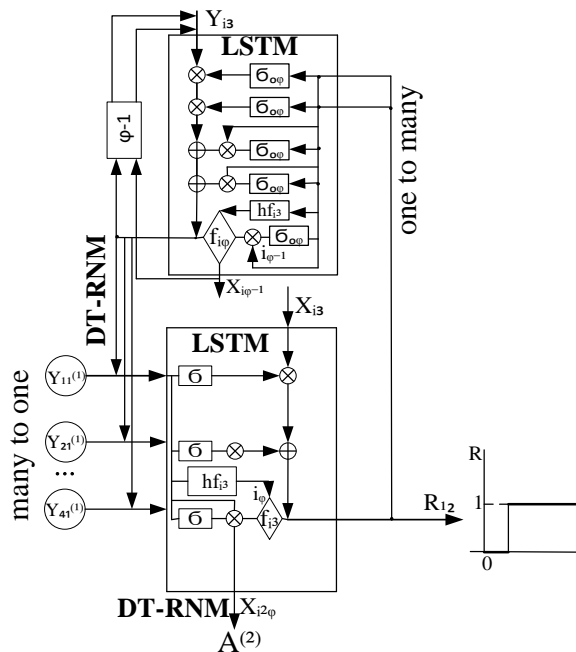


Рисунок 2 – Фрагмент моделі RNM зі зворотним зв'язком Deep Transition-RNN для кінцевого синапсу з доступом до прогнозованих ризиків R_1 и R_2 .

Конфігурація зворотного зв'язку *DT-RNN* на елементах *LSTM*, що стикаються, дозволяє відсікати сигнал поточного синапсу $A^{(2)}$ для якого уточнені вагові коефіцієнти $\dot{m}_{i2}^{(23)}$ майже не мають значення і є значущими для наступного синапсу $A^{(3)}$ тільки тоді, коли вони оцінюються в сукупності з їх попередніми станами і проявляються як функції $\dot{m}_{i3}^{(3R)} = ReLU(\dot{m}_{i2}^{(23)}(tahn(\dot{m}_{i1}^{(12)})))$ без урахування першого вхідного шару з невизначеними ваговими коефіцієнтами $\dot{m}_{i0}^{(01)}$ і для кожного вхідного сигналу $X_{вх\ i\varphi}$ після $\varphi = 4$ -го кроку ітерацій на $A^{(3)}$ синапсе.

На початку роботи мережі з випадковими входами в якості прихованого синапсного шару $A^{(1)}$ використовується *Embedding*-шар, завдяки якому здійснюється вербальне перетворення текстового змісту Y_i – і події (*event*) або її стану (*status*) в вектор певного розміру, призначення якого відображає його контекст в мові представлення (рис. 1, а). Такий шар забезпечує зв'язок між машинною і людською мовами сприйняття випадкових об'єктів аналізу. Він легко програмується в бібліотеці *keras*. Розмірності і геометричні співвідношення векторів вхідних даних - це кількість можливих подій (i) і їх станів, закладених в кожному з прихованих (j) синапсів моделі, які описуються за допомогою метрик косинусної подібності $similarity(i, j) = \frac{i \cdot j}{|i| \cdot |j|}$. Вихідні

дані є наслідком ризикоутворюючих подій, що призводять до негативних результатів - одного із зазначених видів травм.

Таблиця 2 – Облік станів класів подій в моделі RNM для аналізу ризиків подій в системі

№№ п/п	Клас подій		Визнання зображення подій
	"C ₁ "(истина)	"C ₂ "(ні)	
1	1	1	Умов для підтвердження події немає
2	1	0	Умови для підтвердження подій існують
3	0	1	Умов для підтвердження події немає
4	0	0	Умов для підтвердження події немає

Розглянемо варіант, при якому на вхід подаються сигнали про стан різних груп кісткової системи. Змінимо позначення вхідних сигналів з урахуванням класифікації, представленої в табл. 1 наступним чином (табл. 2). Вибірка випадкових подій, Y_p пов'язаних з механічними ушкодженнями кісткової тканини людини, представлена в табл. 3.

Таблиця 3 – Вхідні сигнали для моделі RNM з урахуванням класифікації кісткових груп в організмі людини.

№№	Марка, X_{ki}	Позначення вхідного сигналу
1	X_{11}	Події, пов'язані з травмами кісток черепа
2	X_{12}	Події, пов'язані з травмами хребта
3	X_{13}	Події, пов'язані з травмами грудної клітки
4	X_{14}	Події пов'язані з травмами тазових кісток
5	X_{15}	Події, пов'язані з травмами верхніх кінцівок
6	X_{16}	Події, пов'язані з травмами нижніх кінцівок
7	X_{21}	Події, пов'язані з нанесенням удару
8	X_{22}	Події, пов'язані з чиненням рівномірного тиску на кістку
9	X_{23}	Події, пов'язані з згинанням кісток
10	X_{24}	Події, пов'язані зі скручуванням кісток

Таблиця 4 – Вибірка випадкових подій, пов'язаних з механічним пошкодженням кісткової тканини людини

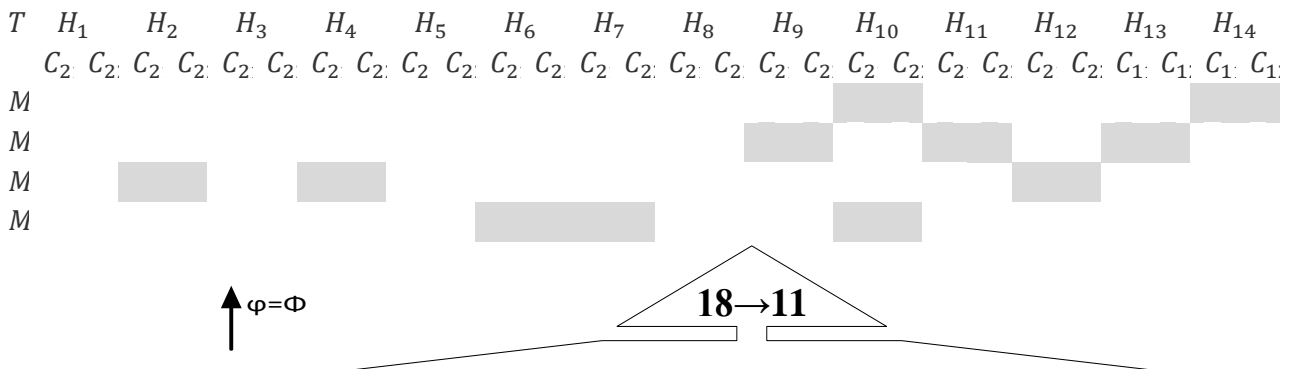
№№ п/п	Найменування випадкової події	Код вхідного сигналу, Y_p	$m_{i0}^{(01)}$
1	Події, пов'язані з перетином горизонтальної перешкоди	Y_1	1
2	Події, пов'язані з різким зниженням коефіцієнта тертості до поверхні перетину.	Y_2	1
3	Події, пов'язані з падінням твердих предметів на людину з висоти.	Y_3	1
4	Події, що пов'язані з нерівностями на поверхні перетину	Y_4	1

5	Події, пов'язані з защемленням кісткової тканини між двома жорсткими поверхнями	Y_5	1
6	Події, пов'язані з накладанням довгострокових зусиль на кістку, яка защемлена з двох боків.	Y_6	1
7	Події, пов'язані з консольним засобом підйому важів кінцівками людини.	Y_7	1

У запропонованому випадку модель *RNM* надала в цілому 24 комбінації подій, що співвідносять ризикуотворюючі події з потенційним ризиком. Ми відібрали лише 14 з них, щоб продемонструвати можливості нейронної мережі такої конфігурації. Прийmemo наступні позначення, пов'язані з групами порівнянних ризикуотворюючих подій, які надає нам для попереднього обліку мережа *RNM*:

$$\begin{aligned}
 -H_1 &= X_{11} + X_{21} + Y_1; & -H_6 &= X_{14} + X_{21} + Y_2; & -H_{11} &= X_{16} + X_{21} + Y_1; \\
 -H_2 &= X_{11} + X_{21} + Y_2; & -H_7 &= X_{14} + X_{21} + Y_4; & -H_{12} &= X_{16} + X_{21} + Y_2; \\
 -H_3 &= X_{11} + X_{21} + Y_3; & -H_8 &= X_{14} + X_{21} + Y_1; & -H_{13} &= X_{16} + X_{24} + Y_5; \\
 -H_4 &= X_{12} + X_{24} + Y_2; & -H_9 &= X_{15} + X_{21} + Y_1; & -H_{14} &= X_{16} + X_{24} + Y_2; \\
 -H_5 &= X_{13} + X_{21} + Y_2; & -H_{10} &= X_{15} + X_{21} + Y_2;
 \end{aligned}$$

До таких груп відносяться далеко не всі види подій, пов'язаних з механічним впливом на кістковий скелет людини. Мережа здатна знайти для подальшого аналізу більше 10 таких груп, наприклад: $X_{15} + X_{21} + Y_3$; $X_{16} + X_{21} + Y_3$; $X_{15} + X_{22} + Y_6$; $X_{16} + X_{22} + Y_6$; $X_{15} + X_{23} + Y_6$; $X_{15} + X_{23} + Y_7$; $X_{16} + X_{21} + Y_3$; $X_{12} + X_{23} + Y_4$; $X_{12} + X_{23} + Y_2$, які точніше характеризують інші ризики, пов'язані з травмами верхніх і нижніх кінцівок, або, наприклад, ризики травми хребта - $X_{12} + X_{23} + Y_4$ та $X_{12} + X_{23} + Y_2$ і багато інших.



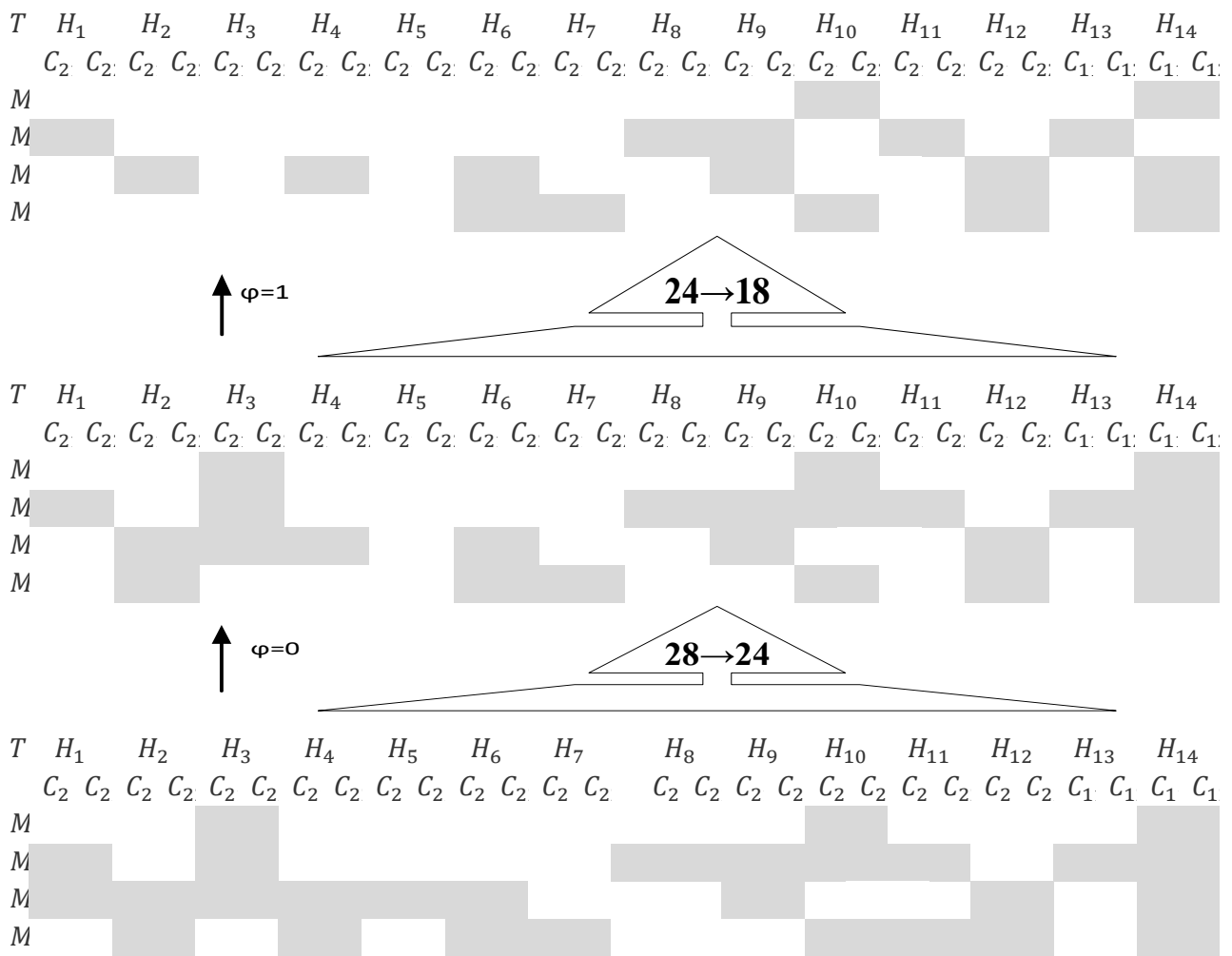


Рисунок 3 – Фрагменти розрахункових даних про потенційні ризики, пов'язані з механічним впливом на кісткову систему людини для різних груп населення

В цілому розглянута нейронна мережа, після свого нового навчання *back propagation* і корекції вагових коефіцієнтів в прихованих синапсах, виконує чотири φ -кроки ітерації, в результаті яких, згідно зі стандартним алгоритмом уточнення вагових коефіцієнтів і відкидання найменш активних з них, ми приходимо до вирішення задачі. На рис. 3 фактично зображена тривимірна матриця в координатах $(X_{ij} \wedge Y_p; T; \varphi)$. На кожному наступному кроці φ -ітерації в матриці $(\varphi X_{ij} \wedge Y_p; T)$ відсікається та частина потенційних ризикоутворюючих подій, які, на думку нейронної мережі, менш передбачені для кожного вікового складу людини, на користь інших подій.

В черговий раз ми стикаємося з ситуацією, коли найбільш небезпечні ризики пов'язані з декількома подіями, в тому числі і випадковими, настання яких дуже ситуативно, а їх роль в послідовності подій, що призводять до реального ризику, досить велика.

Не виключаючи варіантів інших травматичних подій, нейронна мережа видає переважні ризики, що пов'язані з пересуваннями людини по слизьких поверхнях, причому практично незалежно від віку (табл. 5). У кожній з «дорослих» груп населення найбільш реальними є три види ризиків, які пов'язані між собою причинно-наслідковими зв'язками, і, можливо, це свідчить про те, що такі ризики стають більш реальними при значно більшій кількості вхідних випадкових подій. ніж те, що показано в цьому рішенні.

Таблиця 5 – Підсумкові дані для прогнозування переважних ризиків травмування кісткової системи людини за віковими категоріями

Вікова категорія, років	Переважні ризики від сукупних подій
M_1 (0 ÷ 20)	Травми рук H_{10} або ніг H_{14} при падінні на слизьких поверхнях;
M_2 (21 ÷ 40)	Ударні травми рук H_9 або ніг H_{11} при подоланні горизонтальних перешкод, а також травми ніг H_{13} при їх защемленні
M_3 (41 ÷ 60)	Черепні травматичні ушкодження від удару H_2 , травми хребта H_4 , а також ніг H_{12} , пов'язані з падінням на слизьку поверхню.
M_4 (61 ÷ 80)	Ударні травми тазового поясу, пов'язані з падінням на слизьку поверхню H_6 або з рухом по нерівній поверхні H_7 , а також ударні травми верхніх кінцівок H_{10} на слизькій поверхні.

Такі структуровані рішення можуть з'являтися в мережі *RNM* на рівні її високої складності і взаємопов'язаності їх причинно-наслідкових якостей. Не виключено, що одні й ті ж події пов'язані з різними станами самої системи, що, безумовно, додає кількість вхідних сигналів, а якщо врахувати випадковість деяких з них, то завдання стає ще більш складною, але більш конкретною.

Попутно слід зазначити, що якщо ввести в розглянуту модель *RNM* сигнали про механічне пошкодження кожної з окремих кісток у відповідних групах, то ми отримаємо ще більш глибокий спеціальний варіант моделі *RNM* обчислювальні процедури в якій, однак, будуть аналогічні розглянутим, відрізняючись лише високою складністю обчислень на етапі мережевого навчання.

Висновок

Таким чином, використання глибоких рекурентних нейронних мереж надає нові можливості для врахування груп випадкових, але реальних подій при аналізі подієвого

ризикі шляхом уточнення зворотного зв'язку, та на кожному наступному кроці їх ітерації отримувати більш точні дані для прогнозування такого ризику, уникаючи невизначеності стану системи.

Література

1. Voloshyn V. S. Models of event risks from the point of view of system's entropy/ Вісник Приазовського державного технічного університету. Сер. Технічні науки. Вип. 43. 2021. С. 153-160.
2. Voloshyn V.S. Contemporary semantics and the sense of the term «risk». Вісник Приазовського державного технічного університету. Сер. Технічні науки. Вип. 43. 2021. С. 169-179.
3. Волошин В. С., Азархов О.Ю. Методика оцінки та інтерпретація ризику подій. Міжнародна науково-практична конференція «Сучасний стан та перспективи біомедичної інженерії». Київ, 2023. НТТУ «КПІ». С.64-66
4. Волошин В. С., Азархов О. Ю. Суб'єктивна та медична складова ризику в структурі роуп-джампінгу. Modern technologies of biomedical engineering. III International scientific and technical conference, Odessa, 2024. P. 180-186.
5. Волошин В. С., Кленін О. В. Специфіка оцінки ризиків в проект-менеджменті. Вісник Приазовського державного технічного університету. Сер. Технічні науки зб. наук. праць. 2023. Вип. 45. – Дніпро С. 88-97.
6. Волошин В. С., Данилова Т. Г. Інструментарій для опису та управління подієвими ризиками. Вісник Приазовського державного технічного університету.. Технічні науки. Маріуполь. №45, 2023.
7. Kenett R. Towards a grand unified theory of risk. Operational Risk, London, Infroma Business Publishing, 2000. pp. 61-69.

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Азархов О. Ю., д-р. мед. наук, доц.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

КОНКУРЕНТНІ СПРОМОЖНОСТІ БІЛКОВО-ВУГЛЕЦЕВИХ ТА СПЕЦИФІЧНИХ НЕОРГАНІЧНИХ ЕКОСИСТЕМ НА ЗЕМЛІ

З біології випливає, що життя належить тільки білковим системам. Погоджуючись з цим, слід зазначити, що життя - це також розум, пам'ять, здатність реалізовувати механізми синергії, результатом якої є все створене людиною [1]. І якщо такі функції характеризують інші системи, крім людини, то, слідом за Е. Шредінгером, можна відзначити, що справа буде тільки відносно цього імені - «життя». Сьогодні загальна маса біологічних систем (у перерахунку на вуглець) на планеті досягає $0,6 \cdot 10^{12}$ тонн [2]. Зокрема, загальна маса всіх людей на планеті, за різними даними, склала 60 мільйонів тонн (перерахунок у вуглецю) [3]. Для порівняння уявімо, що всі інженерні споруди, в тому числі стаціонарні і пересувні машини, верстати, фабрики, будівлі і споруди, електростанції і мости, які в даний час експлуатуються, досягають ваги більше $1,0 \cdot 10^{12}$ тонни [3, 4]. А якщо взяти всю загальну масу неорганічного світу, створеного людиною за свою історію, то вона досягає $1,5 \cdot 10^{12}$ тонн. За непідтвердженими даними, загальний оборот металу в світі може досягати понад 8 мільярдів тонн заліза, алюмінію, міді та інших металів. Світовий ринок металоїдів, таких як кремній і германій що у переробленому вигляді використовуються не тільки в комп'ютерних або напівпровідникових технологіях, досягає \$18 млрд [5]. Поточна кількість чипів в діапазоні 50-80 мільярдів одиниць, за оцінками експертів Intel, досягне 1 трильйона одиниць до 2030 року.

Яскравими прикладами тут є численні мегапроекти, що реалізуються, наприклад, на території Китаю. Гідроелектростанція «Три ущелини» – це 112 млрд кВт·ч високоякісної електроенергії, але вона також містить понад 700 млн тонн бетону, 48 млн тонн металу та 25,5 ТБайт оперативної інформації. Це також 200 квадратних кілометрів деформованої гідравліки навколишньої екосистеми: там, де були болота, стало сухо, і навпаки. Тисячаметрові білдинги Маніли, Шанхаю, Гуанчжоу, Сінгапуру - це не тільки шедеври архітектури, а й концентратори потужних атмосферних електростатичних полів, які в нормальному стані рівномірно розподілені

в навколишній атмосфері, але тепер надають опосередкований, але незворотний вплив на клітинну структуру всього живого в цих будівлях. Також вони сприяють концентрації величезної кількості шкідливих і небезпечних бактерій з навколишнього поляризованого повітря. Шедевр інженерного мислення – проект перекидання води з південних річок на посушливу північ Китаю трьома каналами загальною протяжністю трохи менше 4000 км, це не просто вкладений туди мільярд тонн залізобетону і величезна кількість інженерного обладнання, що піднімає 15 мільярдів тонн цієї води (третина всього проекту) на 3-5 км через гори, а й відмова від природного стоку, спосіб деформації структури води, що подається, те що робить її біологічно неефективною для споживання живими білковими клітинами та вуглецевою органікою [6]. А проекти будівель-міст у Ченду, Чжухаї, Нью-Йорку, Рафалі-Сіті площею до 2 млн квадратних метрів кожний, де людина, не виходячи, може спати, працювати, відпочивати, займатися спортом, відвідувати видовища, робити покупки, не виходячи з дому – адже це проект, передбачений у ХХ столітті Г. С. Альтшуллером про технізований або неприродний світ, який вже реалізовано. Все це є свідомим відходом людини від природи, від білково-вуглецевого світу в світ специфічної неорганіки, в світ технічних систем (ТС), які все більше порівнюються за функціями з біологічним світом.

Сучасні теорії еволюції знаходяться в стані цілого спектру гіпотез, починаючи з того факту, що Всесвіт виглядає як єдиний великий квантовий комп'ютер, який виробляє все, що ми бачимо навколо нас, включаючи нас самих, і працює як величезна космічна програма [7], до теорій біоцентризму [8], які мають на меті довести гіпотезу про те, що Всесвіт не створював інтелект та інші біосистеми, а навпаки – Розум створив Всесвіт. І життя не є результатом випадкових процесів, а Природа та історія Всесвіту не зводяться до безладної гри фізичних та інших законів.

Перспективи розвитку конкретних форм кремній-металевого «життя», принаймні сьогодні, повністю залежать від людини [9]. Вона може продовжувати створювати нові ТС (до чого його незмінно підштовхують постійно зростаючі вимоги до комфорту для життя, а також наука, яка не потерпає зупинок). Але може й зупинити їх створення, чим поставить крапку в суперечках про переваги узагальнених «машин» перед людиною. Але це в кінцевому варіанті означає «шлях до печери», з чим згодні далеко не всі. Комп'ютер сьогодні здатний перевершити людину в чітко формалізованих завданнях з жорстким набором правил і цілей, але поки що програє там, де потрібна ініціатива і створення нетривіальних способів вирішення проблеми. Але попереду розвиток штучного інтелекту. Тому немає причин сперечатися про те,

чи будуть удосконалюватися сучасні *ТС* і чи не настане в якийсь момент часу фактор самовідтворення, коли «машина» стане здатною створити собі подібних.

Систематизуємо відомі дані щодо порівняння «людини» і *ТС* за умовними порівнянними параметрами (табл. 1). За енергетичними та інтелектуальними показниками світ існуючих *ТС* вже зараз має деякі, а часом і дуже значні, переваги перед «людиною». Переваги, які з часом будуть тільки збільшуватися. Але поки що людина не залежить від процесів відтворення як собі подібних, так і будь-якого з існуючих *ТС*. Її безпека на сьогодні гарантується соціумом, якого поки немає у відомому світі *ТС*, де мотивація існування ще не визначена, тоді як у людини вона давно сформувалася як даність [10]. Та й цінність відомої інформації в людському суспільстві є більш актуальною, оскільки вона є основою для подальшого розвитку як науки, так і суспільства. Цінність інформації в світі *ТС* як і раніше утилітарна, підпорядкована людині і не залежить від потреб цієї системи.

Виграш для людини ще зберігається і в здатності до вибіркової логіки. Це вміння відразу знаходити «оптимальне рішення» без ретельного перебору варіантів. Але «машина», взявши за основу методику перебору варіантів, знаходить оптимальне рішення швидше, ніж людина – це підтверджують шахи, гра в Го та ін. Те, що без сучасних комп'ютерних технологій комунікативні навички сучасної людини різко впадуть, говорить саме за себе.

Таблиця 1 – Порівняльна характеристика для сучасних вуглецевих та неуглецевих екосистем. (Заштриховані клітинки вказують на переваги певної екосистеми)

Параметр	Вуглецевмісні форми життя		Метало-металоїдні форми	
	Факт	Екстраполяція	Факт	Екстраполяція
Загальна маса*	0,6 · 10 ¹² тонн	(0,7-0,8) · 10 ¹² тонн	1,0 · 10 ¹² тонн**	1,5 · 10 ¹² тонн
Енергетична потужність	мозоку-30 Вт людини-160Вт		машин 1900 ліс.; ГЕС-22,5 КВт; ядерний реактор-1,5 ГВт.	100 ГВт
Розвиток сили	м'язи людини 5-10 кГ/см ²		Вимірюється тонами n · 10 ³ кГ	
Обсяг інформації, що зберігається	мозок-3Тбайта; все людство- 24 · 10 ²¹ Тбайт		інтернет 90 · 10 ²¹ Тбайт	інтернет к 2030 року - 1 · 10 ²⁴ Тбайт
Швидкість обробки інформації	підсвідомість-4· 10 ⁹ біт/сек, свідомість – 2· 10 ³ біт/сек. В середньому 11· 10 ⁶ біт/сек	1 · 10 ¹⁶ флопс/сек	комп'ютер 1· 10 ¹⁸ операцій/с. швидкість передачі даних 1· 10 ⁸ біт/с.	комп'ютер MDGrape (Японія) – 2· 10 ¹⁵ флопс/с.

Пропускна спроможність інтерфейсу	10 Мбіт/с*** усвідомлений потік інформації <16 біт/с		50 Гбайт/с	
Спосіб обробки інформації	Послідовний та масивно-паралельний		послідовний 4-ядерний паралельний	багатоядерний пара-мельни; штучний інтелект
Спосіб поведінки	адаптивний	адаптивний	той, що програмується	адаптивний
Область переваг	інтуїтивно зрозумілі рішення,	інтуїтивно зрозумілі рішення,	формалізовані за-вдання с жорсткими правилами	Системний перебір варіантів, можливості ШІ
Накопичення знань	послідовно, у міру їх появи	послідовне генерування знань у міру їх накопичення	знання завантажуються за короткий час	генерування нових знань, системи штучного інтелекту в міру їх появи.
Спосіб аналізу	Вибіркова логіка		механічне перерахування варіантів	необмежене збільшення швидкості перебору
Цінність нової інформації	зростає з часом		падає з часом,	збільшується з часом
Причини появи та розвитку	природний добір,	доцільність,	потреба людини в комфорті (енергія) та інформації (машини)	конкуренція з вуглецевими формами та навколишнім середовищем
Основа життя	органічна, вуглець	вуглецево-металоїдні форми	неорганічна – метало-металоїди	Змішана – металоїдно-вуглецеві форми
Відтворення	парне розмноження; розмноження поділом клітин	штучне і внутрішньоклітинне запліднення	відтворення за рахунок будівництва нових машин і в залежності від потреб людини	відтворення собі подібних шляхом будівництва незалежно від людини
Джерело енергії	білкова їжа, вуглець, кисень, вода	біологічно збалансована їжа	електрика, залежність від людини і джерел енергії	живлення від поновлюваних джерел, Сонце
Безпека	самозахист, житло, протекція соціуму	очікування протекції від ТС мілітариського рівня	захист від поломок, надійність ТС, залежність від людини	відсутність залежності від людини
Мотивація до існування	розмноження, продовження роду		потрібність залежить від людини	потрібність, що не залежить від людини
Термін активного життя	Збільшується від 80 до 90 років за рахунок підвищення її якості	Збільшується від 90 до 120 років за рахунок підвищення її якості	Залежить від потреб людини та від розвитку нових ТС	Залежить від розвитку більш сучасних ТС

* - на суші, у перерахунку на вуглець;

** - штучно створені людиною специфічні неорганічні форми (міста, дороги, супутники, електростанції тощо):

***-опосередковані данні.

Для того щоб зробити такі висновки, спробуємо звернутися до відомих ергатичних систем типу «людина-машина» або «*ch-M*» [11] і оцінити кожен її складову в умовно порівнянних параметрах, включаючи динаміку розвитку. Одна з складових такої системи (*ch*) має білково-вуглецеву основу, а друга (*M*) в тому складі, в якому її створила людина – метало-металоїдну основу. В якості параметрів системи оберемо час існування *T* системи, енергетичну потужність ΔP системи та її частин, а також її умовну інтелектуальну складову у вигляді векторного симплексу $\Delta I = i \times v$, де *i* – обсяг можливої інформації що зберігається; *v* – вектор швидкості обробки цієї інформації. Останні два показники будуть оцінюватися за логарифмічною шкалою. Це якраз ті умовні параметри, від яких в історичному плані залежало виживання, а пізніше і комфорт, як мотивація для життя людини.

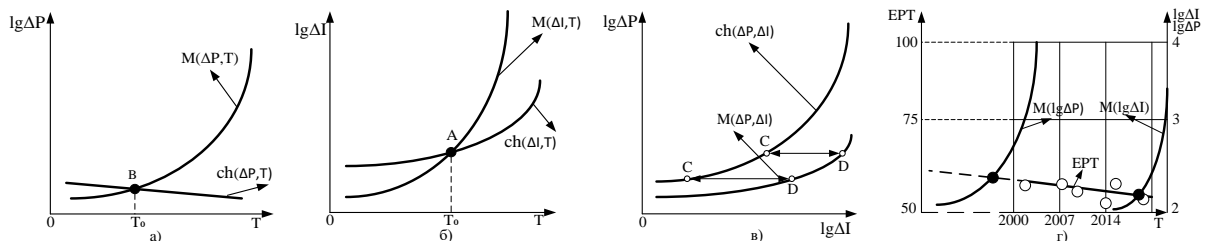


Рисунок 1 – Емпіричні залежності для оцінки порівняльних можливостей елементів системи «*ch-M*» за такими параметрами: *P* – енергетичними; *I* – умовно-інтелектуальними; *T* – часовими; а) – щодо наведеної потужності; б) – відповідно до наведеного інтелекту; в) – щодо ролі умовного інтелекту в енергоефективності елемента системи; г) - за індексом екологічної ефективності (*EPI*).

Відомо, що людина періоду збирання плодів та коренів була сильнішою за сучасну. Важко надати кількісну характеристику їх потужності, але якщо врахувати, що сучасна людиноподібна горилла (сімейство *hominidae*, до якого відноситься і людина) приблизно в 6-8 разів могутніше людини, то можна сказати, що з урахуванням зміненого способу життя силові характеристики середньостатистичної сучасної людини знизилися приблизно в 3-4 рази (рис. 1, а), що дуже суттєво. Принаймні, фізична сила людини в порівнянні з сучасними приматами знизилася в 2-2,5 рази, витривалість знизилася в 4-5 разів [9]. За цей же час потужність «машин», які були створені людиною, зростала в геометричній прогресії, від примітивних важелів, млинів і відкритого полум'я до сучасних мегаватних лайнерів і гігаватних електростанцій, тобто на порядки (див. рис. 1, а).

Так само це стосується і порівняльного інтелектуального рівня людини і машини. Якщо вимірювати інтелект людини емпірично примітивним числом байт його пам'яті, яку здатний зберігати мозок, то це значення близько 3 терабайт інформації. Для всіх 8 мільярдів людей Землі така колективна «пам'ять» може становити близько $i = 2 \cdot 10^{22}$ байта інформації.

У сучасних інтернет-мережах вже зберігаються як мінімум $9 \cdot 10^{22}$ байтів найрізноманітнішої інформації і її обсяг постійно зростає (висновок із закону Мура). Прогнози до 2030 року дають нам цифру $1 \cdot 10^{27}$, тобто на порядки більше інформації в інтернеті, ніж зберігається сьогодні в узагальненому людському «мозку». Якщо говорити про порівняння сучасних комп'ютерів і людського мозку за швидкістю (див. табл. 1), то перший вже має багаторазову перевагу перед людиною, а векторний симплекс ΔI (рис. 1, б) у співвідношенні людини та комп'ютера тепер явно на користь останнього на кілька порядків.

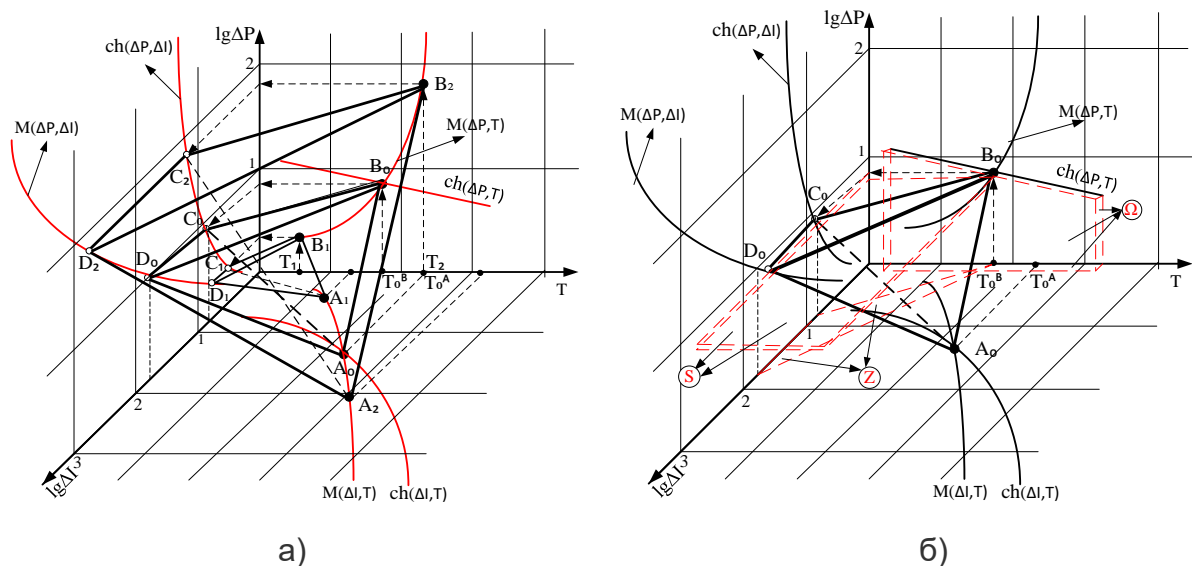


Рисунок 2 – Масштабовані співвідношення порівняльних параметрів елементів екосистеми «ch-M»: а) - зони комфортного стану людини ($A_0 B_0 C_0 D_0$); б) – вибіркові області переваг специфічних неорганічних екосистем над білковими (позначення в тексті)

Справлятися з існуючими енергетичними можливостями і пристроями, що знаходяться під управлінням людини, вже неможливо без суворих технічних засобів контролю, в тому числі комп'ютерного програмного забезпечення, без штучного інтелекту. В такій же мірі, як і людина, будь-яка «машина» втрачає здатність розвивати власний функціональний потенціал без інформаційної підтримки, причому ця залежність більш важлива для людини, ніж для створюваних ним машин (рис. 1, в). Таким чином, середньостатистична людина давно і значно програє машинам і в питомій силі, і в питомій потужності, і в специфічній пам'яті, і в швидкості.

Слід бути впевненими, що на наших очах формується конкурентне середовище між двома системами, що досліджуються, кожна з яких має свої переваги та недоліки (див. табл. 1), які дозволяють судити про те, що така конкуренція буде не простою для людини.

Ми можемо уявити собі певну сукупну поверхню управління сучасними системами «*ch-M*» у координатах ($lg\Delta P, lg\Delta I, T$) (рис. 2, а). Тут T – час виміру; ΔP – питома міцність, приведена до одиниці ваги кожного елементу системи; ΔI – інтелектуальний рівень, залежить від об'єма пам'яті L , швидкості її обробки ω_L , способу вибору рішення S : $\Delta I = f(L, \omega_L, S)$. Для людини в масштабі задіяної пам'яті S – це вибіркова логіка в необхідному обсязі пам'яті, для машини, це підбір усіх варіантів, також в необхідному обсязі пам'яті. Ентропія другого вище, ніж першого, а значить, «машині» потрібно більше енергії для досягнення того ж інтелектуального результату, ніж людині. З іншого боку можливості людського мозку в використанні енергії обмежені (не більш 20% всієї енергії що виробляється організмом).

Представляють інтерес поверхні управління в цих координатах для кожного з елементів системи: для *ch* і для *M*.

На графіках (див. рис. 1) відмічені дві точки «*B*» і «*A*», які за часовою шкалою можна датувати приблизно 700-800 роками до РХ і кінцем ХХ століття від РХ відповідно. Це точки, розташовані на перетині кривих двох залежностей, що відображають розвиток людини і «машини» в часі по його енергетиці «*B*» і умовному інтелекту «*A*», відповідно. Візьмемо ці дві точки за основу для нашого аналізу.

Знайдемо ще дві точки «*C*» і «*D*» в тривимірному просторі на площині ($lg\Delta P, lg\Delta I$) в координатній сітці ($lg\Delta P, lg\Delta I, T$) і об'єднаємо ці чотири точки (див. рис. 2). Отримана фігура являє собою перевернуту трикутну піраміду (фігура $A_0B_0C_0D_0$), основа якої розташована паралельно горизонтальній площині в системі координат, а її вершина лежить у цій же площині. Така піраміда розподіляє координатний простір управління на дві нерівні частини – внутрішню та поза цією фігурою.

Якщо уважно придивитися до функціонального наповнення цих просторів, то можна побачити, що внутрішній простір такої піраміди відноситься до параметрів, відповідним процесам розвитку людини. А саме точка " B_0 " відповідає певному часовому етапу T_0^B , коли з'явилися перші "машини" більшої потужності, ніж сама людина (важіль, млини, вогонь у вогнищі тощо). А точка " A_0 " і відповідний їй час T_0^A - це час створення пристроїв пам'яті з ємністю, близькою до пам'яті людського мозку і навіть такого, що це перевищує її, це час появи штучного інтелекту. Тобто це прогрес в тому сенсі, в якому ми звикли про нього говорити. Але простір за межами

перевернутої піраміди - це невідомий стан не тільки для людини, але і для біологічних систем в цілому: тут сумарна маса, потужність і інтелект конкретних неорганічних систем в межах обраних координат зможуть почати поступово витіснити білкові системи (табл. 1). Очевидна обмеженість координатного простору, де людина є лідером в системі «*ch-M*», і необмеженість простору, де людина може або повинна поступитися своїми лідерськими правами не тільки в управлінні енергетичними можливостями неорганічного світу, але і його інтелектом. Перевернута піраміда (див. рис. 2, а) могла існувати в минулому (фігура $A_1B_1C_1D_1$), може мати місце в майбутньому (фігура $A_2B_2C_2D_2$), і кожне своє призначення уявляється в параметричному поділі переваг людини і переваг «машини» відповідно.

Для нас цікавим є стан такої системи в заданих параметрах, за межами об'єму перевернутої піраміди. Він може пояснити, як і чому певний спеціалізований неорганічний «світ» вже зараз здатний перехопити у людини ініціативу в розвитку розуму, зробити процеси пізнання і розвитку більш динамічними і ефективними. Результатом таких досліджень є кілька гіпотетичних тез.

1. Запрограмований відхід людини з природного білково-вуглецевого середовища існування в неприродний спеціалізований неорганічний світ або здається еволюційно помилковим, або пов'язаний з іншими, ще не сформованими, формами еволюції розуму.

Людина, що має вуглецеву основу, на протязі більшої частини свого існування (сотні тисяч років) була оточена білково-вуглецевими формами – фауна, флора, все, що давало йому доступ до природного продовження роду, їжі, енергії і т. д. Поступово, щоб задовольнити максимально зростаючі потреби в комфорті і енергії, людина стала оточувати себе специфічними формами неорганічних речовин, металів і металоїдів (область зовні $A_0B_0C_0D_0$, див. рис. 2 б), тобто тим, що спочатку не було їй властиво. Специфічні форми неорганіки сьогодні стають конкурентною альтернативою не тільки енергетичній, а й інтелектуальній міцності людини. Прогрес у цій гонці очевидний, і він за специфічними формами неорганічної матерії. Поки, правда, під керівництвом людини, представника білкового життя. Але, схоже, в довгостроковому вимірі це теж тимчасово, адже вектор цього прогресу спрямований в бік тієї ж самої неорганіки.

2. Залишається емпіричним фактом те, що еволюційний розвиток розуму на нашій планеті може продовжуватися в бік спеціалізованих форм неорганічної матерії, і людина може бути лише проміжною ланкою в цьому процесі.

Свою роль зіграла здатність людини змінювати зовнішній вигляд планети за вузький проміжок часу (0,02% від загального часу існування планети), забезпечивши

умови, коли організована ним загальна метало-металоїдна маса стала перевищувати загальну білково-вуглецеву масу. Неорганічні форми, в перспективі, готові виконувати ті ж функції, що і людина: створювати і забезпечувати механізми зниження ентропії на планеті [6] (область S на рис. 2), забезпечити існування штучного розуму, розвивати інтелект, причому не еволюційним шляхом, а більш прискореними способами, які тільки з'являються, використовувати для свого розвитку необмежені джерела енергії, недоступні чисто білковій матерії.

3. Біологічне життя в її різноманітті було потрібне Природі як передумова для її більш надійних форм – кремнію, водню або інших, але за посередництва людини.

На думку Е. Шредінгера, життя - це самовідтворювальна система, що здатна до розвитку за рахунок підвищення адаптованості до самовідтворення. Наприклад, біологічний розвиток шляхом парного розмноження вимагає від пари тільки наявних фізичних зусиль, порівнянних з можливостями людини, і знання рефлексорних основ фізіології (область Ω на рис. 2). Ця область торкається перевернутої піраміди тільки в точці «В» і більше ніде. Природою не закладені для біологічних істот радикальні та альтернативні способи продовження життя, наприклад, гіпотетичне безсмертя, але без розмноження, або величезна тривалість життя зі здатністю виробляти потомство тільки перед власним зникненням? Неорганічний світ без парного розмноження, з величезним періодом існування в даному випадку, є більш переважною формою, якщо він випадає з-під впливу людини.

4. Зміна мотивації самого життя людини: від парадигми фізичного виживання до парадигми інтелектуального комфорту, сприяє фізичній зміні людського організму - ослабленню кісткового скелета, зміні видів навантаження на м'язи, зменшенню м'язової маси і зниженню витривалості. Так, тривалість активного фізичного життя людини змінюється в бік збільшення: 80 років; 100 років; 120 років... Але в цьому випадку вона виходить за межі комфортної піраміди і стає більш залежною від метало-металоїдних форм (обл. Z на рис. 2).

5. Логіка підказує, що, можливо, людина не є самим ідеальним еволюційним творінням в природі, адже вже стає ясно, що крім вуглецю, але з його допомогою, можливі і інші форми інтелекту і свідомості навіть на самій Землі.

Поступова втрата людиною лідерства в порівнянні з «машинами» може змінити його статус провідного суб'єкта еволюції, на статус проміжної еволюційної ланки в межах цілком звичайної планети, що належить до не найяскравішої у Всесвіті Сонячної системи, розташованої на «околиці» далеко не найбільшій з відомих галактик.

6. *Для людини в його життєвому часовому проміжку неможливо спостерігати динаміку, рухи, наприклад, кремнієвих мас в природі. І в цьому вона теж програє неорганічному світу.* Існує закономірність, згідно з якою органічні і неорганічні форми життя істотно відрізняються в хронометрії існування. У природі відомі тимчасові послідовності, наприклад, фотони світла рухаються за частки секунди, звукова хвиля - за секунди, життєвий цикл рослин, в основному, становить місяці або роки, а механічні рухи і життєвий цикл людини (а значить, і вуглецю, як елемента людського організму) вимірюються годинами, днями, місяцями, десятиліттями. Зміни стану і розташування кремнію у вигляді земних порід вимірюються століттями і тисячоліттями, завдяки діям таких сил, як вода, тектоніка, вулканічна активність, рух небесних тіл і т. д.

7. *До переваг специфічних форм неорганічного світу, як альтернативи людському розуму, нас підштовхує і екологія, стан якої на планеті залежить від розвитку спеціалізованих неорганічних систем, створених людиною, і має системні погіршення.* Саме метало-металоїдні системи, що культивуються людиною в енергетиці, на транспорті, в промисловості, побуті, призводять до системного погіршення такого показника, як *індекс екологічної ефективності (EPI)*, який визначається в усьому світі 19 значущими показниками впливу на людину як біологічну систему [12]. Можливості порівняння цього легітимізованого показника в динаміці, з одного боку, і динаміки розвитку метало-металоїдних форм через показники $M(\Delta P)M(\Delta I)$ (див. рис. 1, г) з іншого, досить красномовні на користь специфічних форм неорганічного світу, які майже не залежать від таких техногенних показників.

І ще одна теза поза моделі. *Найцінніше в людині - це її розум. Найслабша його ланка - короткий період життєвого циклу і здатність до самоусунення. Специфічні форми неорганічного світу вже недалеко від володіння першим і захищені від другого.* І це найголовніше в конкуренції між цими двома екосистемами. Нам буде складно погодитися з гіпотезою про те, що білкове життя і найяскравіший її представник - людина, наділений унікальним інтелектом і феноменальною пристосованістю до природи, в перспективі може залишитися лише проміжною, хоча, мабуть, послідовно обов'язковою, ланкою в еволюції розуму, і не тільки на Землі.

Висновок

В досяжний проміжок часу людина починає програвати конкуренцію з «машинами» як по потужності, так і по інтелекту. За великим рахунком, важелів впливу на ситуацію у нього залишилося небагато: у людини ще є ініціатива створювати

формати комп'ютерної генерації, а також право створювати або не створювати в майбутньому сильні і розумні машини, або знаходити інші шляхи еволюції. І вектор цієї еволюції, обачений як не останній її етап, все більш стає спрямованим на розвиток специфічних форм неорганічного «світу», який вже здатний до діяльності паралельно з людиною, та не менш ефективний. Звичайно, це не означає знищення людства або інші види антагонізму. Це може означати лише перевагу однієї форми сили та розуму над іншою, при їх співіснуванні.

Література

1. Schrödinger E. *Mind and Matter*. — Cambridge: University Press, 1958. — 58 p.
2. Bar-On Y.M., Phillips R., Ron Milo R. The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, <https://naked-science.ru/article/sci/uchenye-pereschitali-massu-biosfery>. 115(25). 2018. P.6506-6511.
3. Elhacham E., Ben-Uri L., Grozovski J., Bar-On Y.M., Milo R. Global human-made mass exceeds all living biomass. *Nature* volume 588, pages 442–444 (2020)
4. Краусманн Ф. и др. Рост глобального использования материалов, ВВП и населения в 20 веке. *Экол. Экон* . 68 , 2696–2705 (2009).
- 5-4. Смил, В. *Создание современного мира: материалы и дематериализация* (John Wiley & Sons, 2013).
6. Волошин В. С., Азархов О. Ю. Про роль людини в енергетичному обміні Сонце-Земля. IV Международная научно-практическая конференция «Техническая поддержка инновационных технологий в агропромышленном комплексе» Мелитополь, 2022 г.
- 7-1. Lloyd, S., Programming the Universe: A Quantum Computer Scientist Takes On the Cosmos, Knopf, March 14, 2006, 240 p.
- 8-2. Ланца Р., Берман Р. Биоцентризм. Как жизнь создает Вселенную. Электронный ресурс. [режим доступа]: http://loveread.ec/read_book.php?id=72986&p=3
9. Плескачевский Ю. М., Чигарев А. В., Шилько С. В. Биологические и технические системы – конкуренция и синтез. // *Механика машин, механизмов и материалов*. Минск. Вып. 1 (01). 2007 С. 78-89
10. Agar J. The Government Machine: A Revolutionary History of the Computer — 2003. — 564 p.
11. Мхитарян Н. М. Эргономические аспекты сложных систем / Н. М. Мхитарян [и др.]. - К. : Наукова думка, 2004. - 600 с.
12. <https://nonews.co/directory/lists/countries/ecology>

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Азархов О. Ю., д-р. мед. наук, доц.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

СУБ'ЄКТИВНА ТА МЕДИЧНА СКЛАДОВА РИЗИКУ В СТРУКТУРІ ЛОКАЛЬНИХ СПОРТИВНИХ ЕКОСИСТЕМ

Екосистеми «людина-середовище» прийнято розглядати з позицій впливу людини на навколишнє середовище. Але бувають умови, коли навколишнє середовище може негативно впливати на людину. Наприклад, це якісь екстремальні види спорту, пов'язані з подоланням природних явищ, які становлять певну небезпеку для самої людини, хоча він свідомо йде на подолання таких небезпек.

Сучасні нові види спорту з використанням природних джерел забезпечення (стратосфера, схили гір та гірські вершини, природні перешкоди, перетини річок, суперглибокі морські занурювання, джампінги та ін.) являють не аби яку небезпеку для спортсмена, створюють особливу систему травм та інших нещасних випадків, причина яких полягає в непристосованості природних спортивних екосистем до ризиконебезпечних дій з боку людини. На прикладі відносно нового виду спорту, роуп-джампінгу (стрибки з висоти з еластичною скакалкою), що є дуже привабливим для сучасної молоді можливо показати реальні ризики, що супроводять цей вид спорту.

Локальна екосистема цього виду спорту складається з висотної опорної площини та вільного простору перед неї та вниз, заради вільного падіння спеціально підготовленої людини. Процедура стрибка включає в себе кілька попередніх етапів: підготовка страхувального спорядження і підготовка джампера за участю інструктора, підйом на висоту стрибка, передпольотний інструктаж, і сам політ, що включає в себе два етапи. Перший складається з вільного польоту вниз, під дією сили тяжіння тіла джампера. Другий починається після досягнення мінімально допустимого рівня падіння і являє собою висхідний політ від нижньої критичної точки під дією реодинамічних сил пружного канату, які отримуються розрахунковим шляхом [2].

Психологічною основою такого виду спорту, звичайно ж, є потреба в викиді адреналіну, переконання підтвердити своє «єго», або це просто струс для психологічного застою організму. Це може дати людині почуття рішучості, здатність

долати страх, невпевненість. У певному сенсі такі вимоги мають право на існування, але їх не можна порівнювати з ризиком травмування, часто несумісним з життям [2, 3].

Основні види небезпек і серії ризикоутворюючих заходів для такої екоспортивної системи представлені в таблиці 1. В якості механізму прогнозування ризиків, що пов'язані з цим видом спорту приймаємо моделі нейронних мереж *NN*, методика створення яких описана в роботах [4, 5, 6]. Підставою для формування моделі нейронної мережі для оцінки ризиків за означеною методикою, є система означених вхідних сигналів у вигляді маркувань x_i .

Таблиця 1 – Таблиця відповідності подій у моделі джампінга та в нейронній моделі *NN*

Означення	Вхідні сигнали <i>NN</i>	Найменування ризикоутворюючої події
S1	x_1	Події з крафту несправного спорядження для джампера
S2	x_2	Знос матеріалу еластичного каната
S3	x_3	Поза межні механічні навантаження на пускову апаратуру
S4	x_4	Початковий неправильний розрахунок довжини мотузки
S5	x_5	Топографічні перешкоди для стрибків
S6	x_6	Метеорологічні умови
S7	x_7	Ліміт висоти падіння
C1	x_8	Помилки джампера перед стартом
C2	x_9	Помилки інструктора на старті
C3	x_{10}	Помилки джампера на старті
C4	x_{11}	Стан здоров'я джампера на старті
B1	x_{12}	Точка неповернення. Стартовий стрибок джампера
B2	x_{13}	Вільне падіння за рахунок сили тяжіння джампера
B3	x_{14}	Гальмування (точка рівноваги сили тяжіння і реодинамічної сили)
B4	x_{15}	Реодинамічна деформація, повернення і розгойдування джампера
A	Y_1	Факт аварії (травма або загибель джампера)
O	Y_0	Відсутність аварії

Перед нами класична послідовність ризикоутворюючих подій [4], очікування яких може призвести тільки до двох з них. Або це реальний ризик, як подія «А», вона стане рівною одиниці. Або це подія «О» і її ризик дорівнюватиме нулю. Таким чином, система переходить зі стану невизначеності події в стан чітко визначеної події. Вона характеризується своїм енергетичним вмістом [5], що є джерелом пошкодження для джампера.

Дуже зручно представляти систему показаних ризикових подій в природоутворюючій експортівній системі у вигляді набору заздалегідь заданих вхідних сигналів x_i (див. табл. 1) для нейромережевої моделі NN односпрямованої дії [7, 8], на виході якої є відомі сигнали про реалізацію (Y_1) потенційного ризику, або його відсутність (Y_0) у передбаченій мережі подій, що передували їм. Кількість прихованих шарів синапсів і число нейронів для обраної моделі визначається виключно силою вагових коефіцієнтів вхідних сигналів x_i , що позначаються як $m_{i0}^{(01)}$, $i = 1,1,15$, в порівнянні з їх прихованими значеннями в кожному наступному шарі синапсів. При цьому корекція вагових коефіцієнтів вхідних сигналів здійснюється методом градієнтного спуску [9].

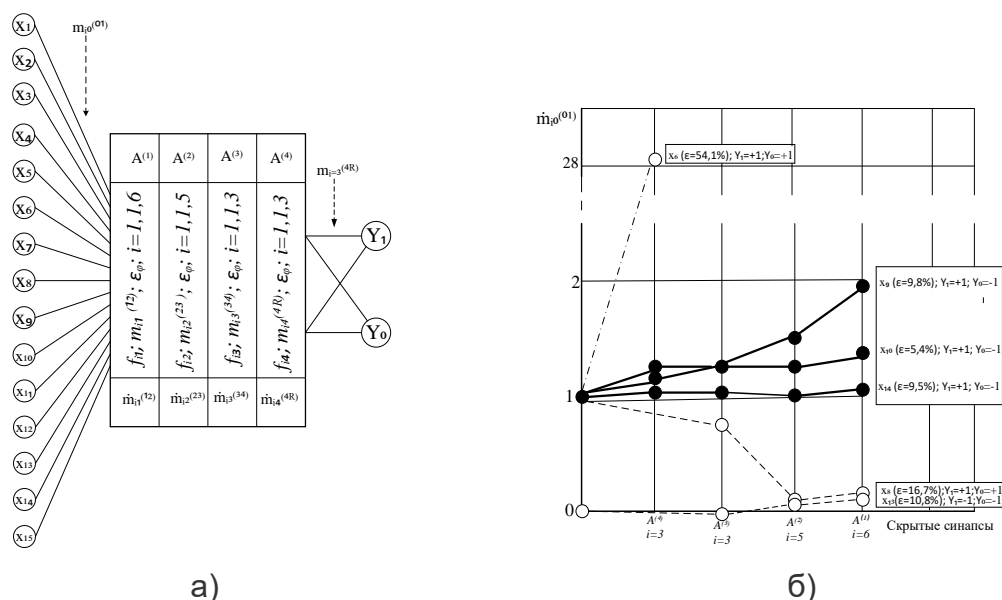


Рисунок 1 – Модель чотирисинапсної нейронної мережі NN для прогнозування та запобігання потенційним ризикам, пов'язаним зі спортивним роуп-джампінгом (а) та залежності в ній вагових коефіцієнтів вхідних сигналів від конфігурації прихованих синапсів у моделі NN роуп-джампінга (б).

Апріорі прийемо в якості першого прихованого, синапсний шар (позначимо його як $A^{(1)}$, що складається з $i = 6$ нейронів) з функціями активації послідовно f_{i1} , ($i = 1,1,6$). Його синапси відповідають за технічні умови роботи системи, тобто за ті параметри, які задані попередньо, наприклад, топографія екосистеми, висота стрибка, довжина каната, його пружність, тип і можливості страхувального спорядження, тобто те, що не пов'язано безпосередньо з стрибком і індивідуальними особливостями джампера. Вагові коефіцієнти цього шару позначаються як $m_{i1}^{(12)}$. Другий синапсний шар $A^{(2)}$ з кількістю нейронів $i = 5$ та з активаційними функціями f_{i2} , ($i = 1,1,5$) буде

відповідати за управління сигналами, пов'язаними з чисто організаційною стороною джампа, а саме, вони пов'язані з попередньою підготовкою оснастки, попередніми інструктажами джампера, можливістю підняття його на висоту стрибка, ознайомлення зі джампом і т. д. Вагові коефіцієнти цього прихованого шару позначаються як $m_{i2}^{(23)}$. Третій спрощений синапсний шар $A^{(3)}$ складається з трьох нейронів, для кожного з яких є функції активації f_{i3} , ($i = 1,1,3$). Він відповідає за чисто суб'єктивні сигнали і події, з якими стикається система, у вигляді причинно-наслідкового зв'язку між джампером, інструктором і забезпечувальною системою, якщо такі з'являються в моделі. До них можна віднести, наприклад, приховані медичні причини для джампера, які виявляються під час самого стрибка. Вагові коефіцієнти тут позначаються як $m_{i3}^{(34)}$. У прихованому синапсному шарі передбачено ще один, четвертий синапс $A^{(4)}$, з функціями активації f_{i4} , ($i = 1,1,3$) трьох нейронів, який повинен реагувати своїми бінарними відгуками на можливі випадкові сигнали (якщо такі, згідно з умовами задачі, з'являються в моделі) або спонтанно виникають причинно-наслідкові зв'язки, що призводять до появи нових вхідних сигналів, які раніше не враховувалися при програмуванні моделі. Наприклад, непереборний страх у джампера, різка зміна погоди, вітер, шквали, поява на траєкторії стрибка незапланованих об'єктів, наприклад, птахів. У цьому шарі можна продублювати управління сигналами синапсів, що пов'язані з різкими змінами здоров'я джампера під час стрибка. Вагові коефіцієнти цього шару позначаються як $m_{iR}^{(4R)}$, розуміючи наступний відкритий шар R як вихід системи у вигляді сигналів (Y_1, Y_0)

Кожен з прихованих нейронних синапсних шарів має свої особливості в плані присвоєння власних функцій активації. Розв'язувана задача відрізняється тим, що NN односпрямованої дії повинна бути навчена простими функціями активації на першому, технічному етапі. Тут в якості функції активації нейронів (рис. 2, а) прийнята порогова функція типу $f_{i1}(x) = \begin{cases} 1, & \text{если } x \geq a \\ 0, & \text{если } x < a \end{cases}$. Другий і третій шари рівноцінні та визначаються функціями активації (див. рис. 2, б) типу ReLU – Rectified Linear Unit, виду $f_{i2}(x) = \max(0, x)$.

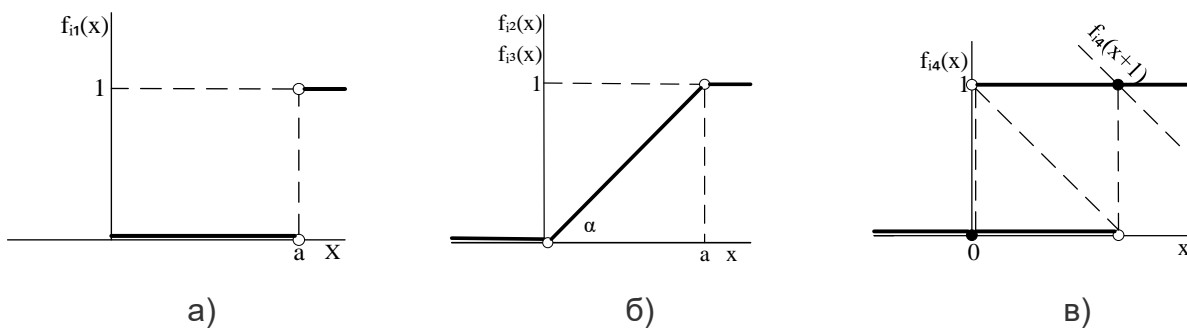


Рисунок 2 – Позначення функцій активації прихованих нейронних шарів у моделі NN: а) - порогова функція активації нейронів; б) - гранична функція активації; в) – функція активації з невизначеними вхідними сигналами.

А ось четвертий синапсний шар, покликаний «справлятися» з випадковими і спонтанними вхідними сигналами в області їх невизначеності, пропонується описати функцією біфуркації (див. рис. 2, в)

$$\begin{cases} -[f_{i4}(x) - f_{i4}(x + 1) + 1] = 0, & \text{если } x \leq a \\ -[f_{i4}(x) - f_{i4}(x + 1)] = 1, & \text{если } x \geq 0 \end{cases}$$

Слід зазначити, що всі ці функції активації легко програмуються на мові *Python* і відображені в програмних бібліотеках *keras 2.3*, а програма функції активації біфуркації закладено авторами з використанням мови *Python* [4].

У процесі навчання *NN* («*back propagation*») вагові коефіцієнти як вхідних сигналів, так і коефіцієнтів на рівні прихованих нейронних синапсних шарів можуть мати деякі відмінності від початкових, тим самим виділяючи з числа виявлених ті, які відповідають актуальним подіям. Події, що невизначені в моделі і незначні в ній, як правило, в процесі навчання *NN* односпрямованої дії мають вагові коефіцієнти, з великим розкидом значень від початкових, що говорить про те, що вони не виходять за межі можливого для правил експлуатації даної *NN*.

На виході нейронної мережі (*NN*) може бути отриманий бінарний сигнал (Y_1, Y_0) тобто «так-ні», який вказує на те, чи будуть реалізовані ті ризикоутворюючі події або їх комбінації, які можуть призвести до аварії, чи ні. Сфера реалізації - перехід подій зі стану подієвої невизначеності в одну, чітко визначену подію.

Фактори невизначеності (синапс $A^{(4)}$) проявили себе в 7 варіантах вхідних сигналів з 15-ти заявлених (табл. 2), що свідчить про достатність вибірки облікових подій. Початкові значення вагових коефіцієнтів зазнали певних, але, в деяких випадках, різних змін (коригувань), а оскільки вони несуть функції нейронної пам'яті в *NN*, то їх значення мають вирішальний вплив на кінцевий результат прогнозування.

Ми можемо відразу звернути увагу на вхідні сигнали x_9 і x_{10} , а саме помилкові дії двох суб'єктів на старті - інструктора і джампера, що мають під собою психологічний стан обох суб'єктів. До цих вхідних сигналів примикає ще один сигнал x_{14} - точка переходу від вільної стадії польоту до іншої, пружної, що має під собою підставу у вигляді прихованих захворювань джампера (наприклад, серцево-судинні, кістково-суглобові), які проявляються в момент «точки неповернення», тобто без можливості щось виправити.

Таблиця 2 – Основні параметри роботи нейронної мережі стосовно задачі про ризики у роуп-джампінгу.

Вихідні сигнали NN	$m_{i0}^{(01)}$	Ризикова помилка мережі, ε_ϕ , %		$A^{(4)}$	$A^{(3)}$	$A^{(2)}$	$A^{(1)}$	$\dot{m}_{i0}^{(01)}$	Вихідний сигнал	
				Коригування вагових коефіцієнтів на етапі «back propogation»						
		навч.	тест	$\Delta m_{i0}^{(43)}$	$\Delta m_{i0}^{(32)}$	$\Delta m_{i0}^{(21)}$	$\Delta m_{i0}^{(10)}$		Y_1	Y_0
x_1	0,005	35,1	24,2	+0,2379	+0,0182	+0,0025	-0,2511	0,0125	-1	-1
x_2	1,0	15,8	23,7	-	+0,8463	-0,1652	-1,4454	0,2357	+1	+1
x_3	0,005	18,9	16,6	-	+0,2976	-0,2349	-0,0094	0,0583	-1	+1
x_4	1,0	16,1	8,8	-	-0,4041	-1,2385	+1,6458	1,0032	+1	+1
x_5	0,005	11,9	12,2	-	-0,2759	+0,3965	-0,1235	0,0021	-1	+1
x_6	1,0	54,1	37,8	-4,686	+24,1191	+1,5423	+6,7777	28,754	+1	+1
x_7	1,0	28,7	18,8	-	-0,0154	-0,2315	-0,5412	0,2119	-1	-1
x_8	1,0	16,7	14,6	-	-0,2526	-0,7254	+0,1225	0,1445	+1	+1
x_9	1,0	9,8	8,9	+0,1417	+0,1234	+0,3150	+0,4124	1,9925	+1	-1
x_{10}	1,0	5,4	3,2	+0,1513	+0,1009	+0,0177	+0,0251	1,2950	+1	-1
x_{11}	1,0	69,9	46,4	+23,641	+29,004	-0,9548	+11,725	64,415	-1	+1
x_{12}	1,0	28,2	11,9	-0,2299	+0,3121	+0,0155	+0,0014	1,0991	+1	+1
x_{13}	0,005	10,8	15,5	-	-0,0896	+0,0236	+0,1615	0,1005	-1	-1
x_{14}	1,0	9,5	8,4	+0,0004	+0,0009	+0,0080	+0,0063	1,0156	+1	-1
x_{15}	1,0	36,9	29,1	-	+1.2109	-0,0034	-1,5454	0,6681	+1	+1
№№ п/п	Нормативні показники									
1	Кількість вхідних сигналів						15			
2	Кількість вихідних сигналів						2			
3	Кількість спостережень						114			
4	Логічний опис класу подій						Клас Y_1 (правда)		Клас Y_0 (не правда)	
5	Кількість заданих образів для кожного класу						$N = 3$			
6	Порог активації						$h=0,005$			
7	Параметр зсуву лінії розділу						$b=1$			
8	Параметр очікуваного результату						$D=2$			
9	Крок збіжності алгоритму «back propogation»						$\lambda = 0,005$			
10	Задана пошукова помилка мережі						$\varepsilon=0,1$			

Саме ці три входи x_9, x_{10}, x_{14} пов'язані з найважливішими подіями, які найчастіше можуть призвести до остаточної реалізації ризику. Вони характеризуються високою узгодженістю вагових коефіцієнтів і низьким значенням фактичної похибки при навчанні і тестуванні системи. Але, навіть ці три події при аналізі не завжди рівнозначні. Перші дві події, а саме помилки інструктора або джампера перед стартом, ще можуть бути усунені іншими уточнюючими подіями (їх вагові коефіцієнти вказують на це), і коригування вагових коефіцієнтів всередині синапсів в цьому випадку цілком послідовне і вони практично не залежать від рівня невизначеності (внутрішній синапс $A^{(4)}$). Тоді як стан з вхідним сигналом x_{14} і подія, пов'язана з переходом від однієї фази джампа до наступної, має дещо іншу передумову. Перш за все, ця подія програмується після проходження «точки неповернення», а це означає, що такий сигнал вже не підлягає уточненню або зміні в рамках потенційних ризиків події.

Аналогічні показники мають результати мережевого навчання за сигналом x_{12} , подією поза точки неповернення, а також сигналом x_4 . Вони також строго прив'язані до початкового значення вагового коефіцієнту, але з більшим розкидом даних в процесі корекції і більшою похибкою на етапі навчання. Результатом таких досліджень може стати лінія подій, які найчастіше призводять від очікуваних ризиків до реальних, за певний проміжок часу $\delta\tau \leq 30$ с. До них відносяться формули (див. рис. 1) $S4 \rightarrow C2 \rightarrow B3 \rightarrow A$ і $S4 \rightarrow C3 \rightarrow B3 \rightarrow A$. Формули однотипні і обов'язково включають в себе або психологічні помилки інструктора на старті, або помилки джампера на старті, які проявляються в точці гальмування, тобто досягнення стану механічної рівноваги між двома основними етапами джампу, зокрема, те, що пов'язано зі станом здоров'я джампера (тиск, приховані хвороби кісних та м'язових тканин тощо). Інші події, які передують і супроводжують стрибки, не є основними у формуванні ризику. Ці формули безпосередньо відсікають ту частину подій, яка пов'язана з довгостроковими причинами.

Вивчаючи роботу нейронних мереж як механізму визначення ризиків в даному прикладі, звернемо увагу на сутність вагових коефіцієнтів для вхідних сигналів. Вони спочатку визначаються емпіричним шляхом особисто з досвіду користувача. Вагові коефіцієнти зазнають певних доопрацювань в процесі навчання NN («*back propogation*»). Потім за допомогою вагових коефіцієнтів, які відіграють роль пам'яті в NN , вхідні сигнали і їх групи ранжуються в залежності від їх важливості при послідовному проходженні через приховані шари нейронних синапсів, закладених у модель. Таким чином підтверджується важливість вагових коефіцієнтів для тих чи інших подій. Для розв'язуваної задачі в якості прикладу (рис. 1, б) звернемо увагу на

величину уточнених вагових коефіцієнтів для сигналів, що відповідають подіям, зазначеним у формулах:

- $S4(x_4): \dot{m}_{40}^{(01)} = 1,0032$ при помилках (ε_{ϕ_4}) навчання 9,8% і тестування – 8,9%;
- $C2(x_9): \dot{m}_{90}^{(01)} = 1,9925$ при помилках (ε_{ϕ_9}) навчання,4% і тестування – 3,2%;
- $C3(x_{10}): \dot{m}_{100}^{(01)} = 1,950$ при помилках ($\varepsilon_{\phi_{10}}$) навчання 5,4% і тестування – 3,2%;
- $B3(x_{14}): \dot{m}_{140}^{(01)} = 1,0156$ при помилках ($\varepsilon_{\phi_{14}}$) навчання 9,5% і тестування 8,4%.

Ваговий коефіцієнт фактично показує ступінь впливу того чи іншого сигналу і пов'язаної з ним ризикоутворюючої події на всю систему. Тому уточнення або коригування цих показників залежить від динаміки зміни вагових коефіцієнтів, а отже, і від динаміки впливу тих чи інших сигналів на кінцевий результат. У процесі навчання NN кожен її нейрон, в залежності від своєї активаційної функції, «підлаштовує» кожен з вхідних сигналів таким чином, що на виході системи маємо однозначний розмір вихідного сигналу. Іноді вагові коефіцієнти стають поза межними, що свідчить про те, що або неправильно підібрана функція активації нейронів того чи іншого прихованого синапсного шару, або, це з'ясується в процесі навчання, що величина впливу вхідного сигналу, не відповідає заданим нормативним показникам. Більш того, такі параметри будуть спотворювати загальну картину поведінки NN під час її навчання і експлуатації.

Для порівняння, інші уточнені в процесі навчання вагові коефіцієнти вхідних сигналів, або представлені поза межними значеннями, що виходять за рамки прийнятих в моделі NN стандартів, або мають досить великий розкид помилок навчання, що робить їх менш релевантними з точки зору ризикоутворюючих можливостей (див. рис. 1, б). Наприклад, це стосується сигналів x_6 ($\dot{m}_{60}^{(01)} = 28,754$) з похибкою на етапі навчання $\varepsilon_{\phi_{60}} = 54,1\%$, або x_{11} ($\dot{m}_{110}^{(01)} = 64,415$) з похибкою в навчанні у $\varepsilon_{\phi_{110}} = 69,9\%$.

Таким чином, основний ризик в природній екоспортівній системі що забезпечує новий вид ризикоутворюючого спорту, роуп-джампінгу, походить від об'єктивного рельєфу місцевості, його координатної сітки та траєкторії руху тіла людини, а також суб'єктивних дій двох людей – джампера і інструктора, що найбільш активно проявляється в граничній фазі польоту, а саме при переході від вільного падіння до реодинамічного руху тіла стрибунка. Такий ризик в більшості своєї залежить від прихованих параметрів стану здоров'я джампера що виявляються вже після проходження «точки неповернення», що є суттєвою причиною реалізації ризиків.

Модель NN дозволяє самостійно, в процесі навчання і тестування, відсікати ті потенційні ризикоутворюючі події, які в конкретній ситуації не здатні привести до реалізації закладеного до них ризику і зосередитися на подіях, які гарантовано призведуть до реалізації реального ризику.

Література

1. Коллери Ш. Бросая вызов притяжению: экстремальные виды спорта (Н. С. Кириллова, пер с англ.). Москва: АСТ-Пресс Книга. 2013. 77 с.
2. Гуць В. С., Коваль О. А. Роуп-джампінг. Математичне моделювання. // Education and science of today. Intersectoral issues and development of science. №327. Cambridg, UK. 2022. Електронний ресурс: [chrome-extension://efaidnbnmnnnibpcsjpcglclefindmkaj/file:///C:/Users/ASUS/Downloads/100%20\(1\).pdf](chrome-extension://efaidnbnmnnnibpcsjpcglclefindmkaj/file:///C:/Users/ASUS/Downloads/100%20(1).pdf)
3. Козіна Ж.Л., Остроушко С.С., Рєпко О.О. та ін. Особливості сприйняття екстремальної ситуації людей з різними типологічними особливостями вищої нервової діяльності (на прикладі роуп-джампінгу). Сборник статей XI Международной научной конференции «Физическое воспитание и спорт в высших учебных заведениях» Харьков, 2015. С.79-84.
4. Волошин В. С., Азархов О. Ю. Методика оцінки та інтерпретація ризику подій. // Міжнародна науково-практична конференція «Сучасний стан та перспективи біомедичної інженерії». Київ, 2023. НТТУ «КПІ». С.64-66.
5. Волошин В. С., Бутенко Е. О. Методика оцінки та інтерпретація подієвого ризику. // Міжнародна науково-практична конференція «Проблеми і перспективи розвитку сучасних технологій в контексті відбудови і сталого розвитку України»: тези доповідей: Дніпро: ПДТУ, 2023. С.93-95.
6. Волошин В. С.
- 6-5. Волошин В. С. Models of event risks from the point of view of system's entropy // Вісник Приазовського державного технічного університету. Сер. Технічні науки. Вип. 43. 2021. С. 153-160
- 7-6. Hopfield J. J. 1984. Neural with graded response have collective computational properties like those of two-state neurons. Proceedings of the National Academy of Science USA. 1984. Vol. 81, pp. 3088-3092/ //Електронний ресурс-[режим доступа]: <https://core.ac.uk/download/pdf/216115521.pdf>
- 8-7. Hopfield, J.J., Tank, D.W. "Neural" computation of decisions in optimization problems. Biol. Cybern. 1985 Vol. 52, P.141–152.
- 9-8. Гасников А. В. Современные численные методы оптимизации. Метод универсального градиентного спуска : учебное пособие. — М.: МФТИ, 2018. — 291 с.

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Бурко В. А. канд. техн. наук, доц

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

ЩОДО ПИТАННЯ ПРО ВІДПОВІДНІСТЬ ПРИНЦИПУ ТЕРМОДИНАМІЧНОЇ ДВОЄДНОСТІ, ЯК ПРИЧИННИ ВІДХОДОУТВОРЮВАННЯ, ДРУГОМУ ЗАКОНУ ТЕРМОДИНАМІКИ

В останній час з'явилися роботи, в яких доводиться взаємозалежність між термодинамічними процесами, що супроводять технології виробництва товарної продукції та виникнення відходів. Ці дані можуть бути об'єктивними, якщо вони можуть відповідати другому закону термодинаміки. А саме, знаходиться у відповідності до дисипативно-репаративних взаємодій що стосується відношень в ієрархічно структурованих системах.

Основні положення принципу термодинамічної двоєдності, який відповідає за механізми утворення відходів в будь-яких виробничих системах, стосується розуміння того, що один і той же технологічний процес по відношенню до певної частини компонентів сировини проявляє себе як сильно нерівноважна система і функціонує за законами нелінійної термодинаміки і, в той же час, по відношенню до іншої частини сировини проявляє себе як слабо нерівноважна, або така, що знаходиться в стані термодинамічної рівноваги, і підкоряється законам лінійної термодинаміки [1]. Як результат, в системі з'являється готова продукція та відходи, відповідно. Такий принцип повинен повністю відповідати умовам другого закону термодинаміки, що має робити його легітимним в галузях будь-яких технологічних процесів. Підкреслюється дисипативно-репаративне сполучення енергетичних перетворень [2], що приводить до конструктивного результату, спрямованого на зниження ентропії системи таким чином, що $dS_U = dS_f^\pm + dS_i^\pm + dS_p^\pm \geq 0$. Індокси «*f*», «*i*», «*p*» позначають складові ентропії відкритої системи, а саме визначають її форму, інтенсивність і щільність, а знак (\pm) позначає вектор зміни ентропії, що стосується відповідної енергії дисипативного і репаративного напрямків відповідно [3].

Енергія, що використовується в будь-якому технологічному процесі, як правило, задіяна на отримання певних запрограмованих змін у стані тієї частини сировини, з якої потім отримується корисна продукція (рис. 1). Як правило ж ми не звертаємо уваги на те, що в традиційному технологічному процесі та ж сама енергія впливає і на інші компоненти сировини, до яких вона геть не запрограмована. Такий вплив цієї енергії призводить до зростання частки ентропії ΔS_o , що осідає в спонтанно переробленій, але «непотрібній» матеріальній частині виробництва — відходах.

Механізм такого перерозподілу ентропії між основними компонентами сировинної бази складає наступне: *закладена нами в готовий продукт негентропія збільшується за рахунок зростання ентропії решти матеріальної частини системи, і в першу чергу тієї, якій приписуються властивості відходів*. Це й складає суть принципу термодинамічної двоєдності у будь-якій виробничій системі відносно її сировинної компонентності.

В цій його частині, якщо це стосується об'єкту аналізу ентропії – неізолюваної нерівноважної системи з певними як дисипативними, так і репаративними процесами перетворення енергії та речовин, вказаний принцип відповідає другому закону термодинаміки, який в інтегральному вигляді має бути як

$$\Delta S_k = \sum_k \Delta S_k^\pm \geq 0, \quad (1)$$

де ΔS_k^\pm відноситься до тієї з k -их властивостей, які в даній системі змінюються в дисипативному ($\Delta S_k^\pm > 0$) або репаративному ($\Delta S_k^\pm \leq 0$) напрямках.

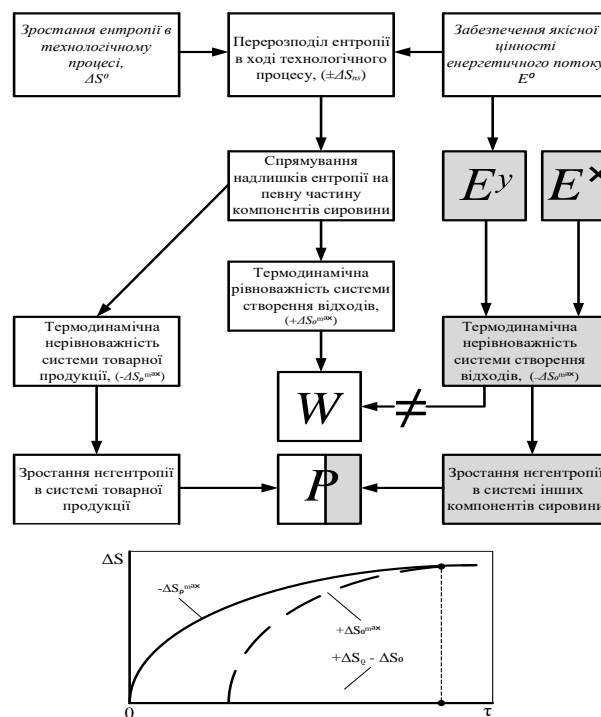


Рисунок 1 – Умови перерозподілу ентропії і негентропії в процесі виробництва корисних продуктів та їх графічна інтерпретація

У цьому сенсі, розуміння формули другого закону термодинаміки дозволяє зробити висновки, які раніше не використовувалися для опису механізмів утворення відходів у виробничих системах. А саме. Будь-який технологічний процес це термодинамічно незамкнута та нерівноважна система, що відносно сировини поводить себе як механізм спонтанного перерозподілу ентропії між різними компонентами сировини.

В результаті реалізації будь якого технологічного процесу, що має ознаки термодинамічно нерівноважної не ізольованої системи, відбувається наступна, вже знайома нам узагальнююча реструктуризація до якої належить ця система (назвемо її i –тою системою), та яка сама має дві підсистеми ($i - 1$) – виробництво відходів та ($i - 2$) -виробництво корисної продукції, ентропії (рис. 2). Означимо, як ($i + 1$) назву надсистеми для нашого технологічного процесу. Для такої надсистеми загальна кількість ентропії ($S_{i+1}^0 + \Delta S_{i-2}$), згідно з другим законом, збільшується. Водночас відбувається перерозподіл ентропії між складовими компонентами виробничої системи, а саме: між тією, яка споживала енергію ($E_{i-2}^0 + \Delta E_2^x$) на перетворення «корисної» частини сировини у продукцію, з одного боку, і тією, для якої притаманна енергія ($E_{i-1}^0 + \Delta E_1^x$), як для «непотрібної» частин матеріального потоку сировинної бази з другого. Тут E^0 – базова енергія відповідних індексам підсистем; ΔE_1^x та ΔE_2^x – часткові долі зовнішньої енергії в двох підсистемах основної системи. Як правило, перерозподіл ентропії між компонентами матеріальної бази типової виробничої системи відбувається таким чином, що *закладена нами в готовий продукт негентропія збільшується за рахунок зростання ентропії решти матеріальної частини системи, і, в першу чергу, тієї, якій приписуються властивості відходів* (див. рис. 1). Це ще раз підтверджує існування термодинамічної двоєдності для будь-якої виробничої системи.

Якщо систему забезпечити певною внутрішньою енергією (E^y) або енергія подається ззовні (E^y)з надсистеми, яка здатна перевести залишкову частину сировини по відношенню до себе в термодинамічно сильно нерівноважний стан (див. табл. 1), то можна говорити про умовну емісію частки ентропії ΔS_{i-2} з цієї системи в надсистему, з якої ця енергія вийшла. В цьому випадку в системі з'являється робота, здатна перевести розглянуту частину сировини зі складу відходів до складу товарного продукту (див. рис. 2).

Ентропія надсистеми збільшується принаймні на перерозподілену величину ентропії відходів самої системи. За певних умов така емісія ентропії з системи до

надсистеми перевищує межу ентропії самої системи, і тоді в цій системі можуть спостерігатися синергетичні ефекти. Це саме той випадок, який належить принципу термодинамічної двоєдності, і який не існує супротив другого закону термодинаміки, коли в системі з'являється додаткова (E^x) або існуюча, але модифікована (E^y) енергія, яка може змінити стан тих компонентів, які при традиційних умовах перетворюються в відходи. У нашому випадку умовна робота, що виконується цією енергією, буде більше, ніж в традиційному технологічному процесі, на величину не збільшення ентропії в підсистемі ($i - 1$), пов'язаної з утворенням відходів і її емісії в надсистему (див. рис. 2).



Рисунок 2 – Актуалізація принципу термодинамічної двоєдності та управління перерозподілами ентропії між компонентами сировини в нерівноважних системах

Додаткова або модифікована зовнішня енергія $E^x = \Delta E_1^x + \Delta E_2^x$ у вигляді своїх частин ΔE_1^x і ΔE_2^x в певній пропорції витрачається на дві підсистеми - $(i - 1)$ та $(i - 2)$ (див. табл. 1). Можливий варіант, коли модифікація джерела енергії здійснюється за рахунок внутрішньої енергії такої системи $E^y = \Delta E_1^y + \Delta E_2^y$ також у певній пропорції для вказаних двох підсистем.

Додаткова енергія $E^x + E^y$ отримується за умовою емісії ентропії з кожної з двох підсистем шляхом «транзиту» в надсистему $(i + 1)$ зі збільшенням її сумарної ентропії на величину $(\Delta S_{i-1} + \Delta S_{i-2})$. Ентропія двох наших підсистем $(i - 1)$ і $(i - 2)$ при цьому сумарно зменшується, відповідно, на ΔS_{i-1} та ΔS_{i-2} . Та й ентропія самої i -ї системи, принаймні, не збільшується. Хоча б, в кінцевому результаті, може й зменшитися на величину $(\Delta S_{i-1} + \Delta S_{i-2})$. Різниця між підведеною енергією та функціями $(f(\Delta S_{i-1})$ и $\varphi(\Delta S_{i-2}))$, що нас цікавлять, її втрати у вигляді ентропії $(E^x + E^y) - [f(\Delta S_{i-1}) + \varphi(\Delta S_{i-2})]$, це й є додаткова робота, що здійснюється в підсистемах, що отримали сильну нерівноважність (див. рис. 2). У нашому випадку це робота щодо перетворення компонентів однієї з підсистем (наприклад, відходи – підсистема $(i - 1)$) в корисні продукти.

Будь-який технологічний процес спрямований на якісну зміну його матеріальної та енергетичної складової через свідоме перетворення компонентів сировинної бази. Чим нижча якість використовуваної енергії в співвідношенні опосередкованих теоретичних (e^0) і фактичних (e^ϕ) її витрат, тим вища відносна інтенсивність утворення відходів (рис. 3). І навпаки, зі зростанням якості фактично використовуваної енергії інтенсивність утворення відходів спадає за рахунок того, що ця енергія витрачається на переробку тієї частини сировини, яка в нормальних умовах перетворювалася би у відходи.

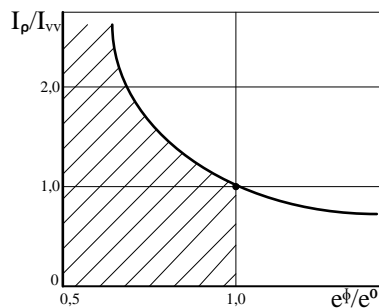


Рисунок 3 – Вплив структури енергоспоживання на відносну інтенсивність утворення відходів e^0 і e^ϕ – теоретично обумовлений та фактичний рівень енергоспоживання приведений до об'єму ресурсу; I_p і I_w – інтенсивність утворення продукції та відходів, відповідно, приведена до їх маси.

Якісне поліпшення енергії в цій частині має бути пов'язане в першу чергу з її впорядкуванням у структурі вироблених корисних продуктів за рахунок цілеспрямованої технології перетворення тільки частки сировини. Продукцію, що випускається, можна розглядати як підсистему, в структуру якої закладена якісна енергія даної виробничої системи.

На перший погляд, такі висновки слід застосувати і до перетворення іншої частини сировини, яка потім перетворюється у відходи. Однак це не так. Порядок переробки сировини, особливості фізичних, хімічних, механічних та інших процесів, що лежать в основі тієї чи іншої технології, найчастіше не сприяють використанню енергії певного типу, запозиченої ззовні, для впорядкування елементів тієї частини сировинної бази, яка стає відходами. Якість енергії, використовуваної в процесі виробництва для перетворення цієї другої частини сировини, практично ніколи не відповідає її структурі та якості, мало впливає ш на якість її перетворення. Таким чином, у цю матеріальну частину системи закладається максимально можлива ентропія всього виробничого процесу (пов'язана з втратами як теплової енергії, так і неструктурованої речовини). Тому відмінною рисою системи, що відповідає за отримання відходів, може бути її термодинамічна рівноважність із максимальною ентропією (див. рис. 1).

Таким чином, основною властивістю відходів різного типу є не тільки їх низька споживча привабливість, але і те, що, потрапляючи в навколишнє середовище, вони є продуктами-носіями збільшення ентропійних процесів у цьому середовищі. У той же час будь-яка виробнича система є яскравою ілюстрацією сполучених дисипативно-репаративних процесів перетворення енергії і речовини [4]. Ми глибоко переконані, що саме вони є основою механізмів утворення відходів.

Таблиця 1 – Відповідність деяких ознак принципу термодинамічної двоєдності виробничої системи другому закону термодинаміки для відкритих систем.

№№ п\п	Признак	Другий закон термодинаміки	Відповідність у принципі двоєдності
1	Поводження енергії	Транзит енергії відкритої системи в підсистему	Потрібність у додатковій енергії для переробки відходів
2	Поводження ентропії	Не збільшення ентропії відкритої системи та її емісія в надсистему	Видалення ентропії з системи з метою мінімізації відходів
3	Дисипативні процеси	Процеси втрати якості енергії при її витрачанні	Процеси переносу ентропії з продукції на відхід
4	Репаративні процеси	Процеси запозичення енергії та	Додаткова синергія відносно стану ком-

		мінімізація ентропії в відкритій системі	понентів сировини, що відносяться до відходів
5	Дисипативно-репаративні взаємодії	Проява синергізму та максимальне використання якісної енергії в системі	Використання якісної енергії як для продукції, так і для дій щодо мінімізації відходів

Резюмуючи вищесказане, можна зупинитися на деяких ознаках, які можна прийняти стосовно принципу термодинамічної двоєдності як відповідні до другого закону термодинаміки і впливають з нього (табл. 1).

З такого співвідношення можна зробити висновок про те, що тільки сумісна взаємодія на структуру сировини та на якість джерел енергії в технологічному процесі дозволяє досягати можливого результату, а саме, змінити особливості та якість тих компонентів сировини, що раніше потрапляли до стану відходів.

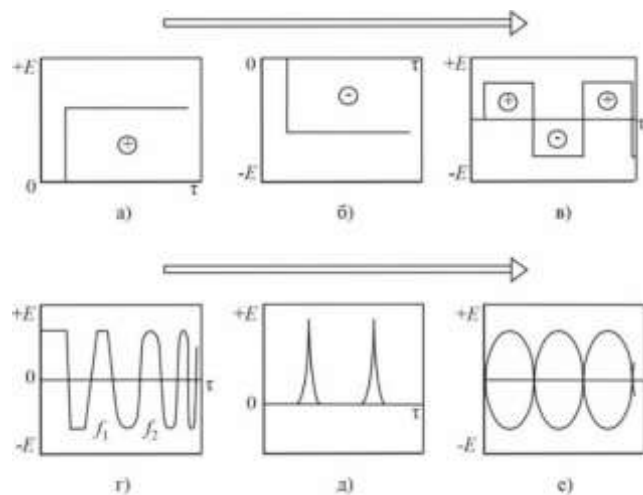


Рисунок 4 – Лінія розвитку характеристик енергетичного поля, що бере участь у технологічному процесі

- а) енергетичне поле постійного знаку; б) поле протилежного знаку;
в) змінне енергетичне поле; г) високочастотне змінне поле;
д) імпульсне енергетичне поле; е) резонансне частотне поле.

В якості нового джерела енергії, крім основного, що бере участь в даному технологічному процесі, може виступати накладене поле різної якості: *синхронізуючий енергетичний сигнал, вторинний енергетичний вплив, енергетична модуляція сильного сигналу більш слабким, резонансний ефект і т. д.*, зокрема, представлені на рис. 4. З метою підвищення ефективності енергетичного впливу в технологічному процесі існують способи його послідовної модифікації, а саме забезпечення полем протилежного знаку, змінним у часі полем, високочастотним полем тієї ж якості, імпульсним енергетичним полем такої ж якості, як і основне. і, нарешті, поле

резонансного стану по відношенню до початкового, якщо ми маємо справу зі змінними полями. Кожна з цих модифікацій дає технологам нові можливості впливати на склад вихідної сировинної бази технологічного процесу в напрямку переробки всіх її компонентів.

Далеко не кожна нова енергія, задіяна в технологічному процесі, дозволяє мінімізувати одержувані відходи. Наприклад, відома в металургії практика модернізації мартенівських печей в 70-х роках минулого століття продувкою пічної ванни киснем і поява нового джерела теплової енергії - теплоти екзотермічних реакцій в зоні продувки, ніяк не вплинули на необхідну якісну зміну складу і структури відходу - мартенівського шлаку, хоча і сприяли зниженню кількості чавуну, що подавалася у піч. Шлаки, як і раніше, остаються лише інструментарієм для підвищення якості одержуваної стали нових марок і, як і раніше, відходами. Причому більшість компонентів, що входили до складу чавуну (Si, Mn, P, S, V, Cr і ін.), підлягали більш інтенсивному окисленню і додатково збільшували кількість шлаку.

З таких позицій більш раціональним є приклад використання в доменному агрегаті нового покоління такого джерела енергії, як електричний струм і умови електролітичної дисоціації в зоні створення доменного шлаку, при спроможності для просторого розділу шлаків в нижній частині цього агрегату [5]. Безумовно, це потребує додаткових досліджень, але таке джерело здатне, принаймні, цілеспрямовано впливати на структуру доменного шлаку в напрямку мінімізації оксидів.

Ще одним прикладом є технологія розкрою листового метала [1], що здатна відійти від відхідної обрізі за рахунок нових джерел енергії, що використовуються в технології. Таких прикладів ще дуже обмаль, зокрема [6, 7], але вони тим більш важливі в якості аргументації відносно мінімізації відходів у сучасних технологіях. Всі вони виглядають, як проява відомих дисипативно-репаративних процесів, в основі яких лежить емісія ентропії та скриті можливості для мінімізації відходів у будь якому технологічному процесі.

Висновки

Ми маємо справу з здатністю виробничої системи щодо перерозподілу якісної енергії всередині чи зовні системи з одночасним перерозподілом ентропії не в підсистему, що відповідає за отримання відходів, а в надсистему, яка стає донором для нової енергії, що здатна впливати на ті компоненти сировини, які не підлягають переробці за традиційною технологією. Для досягнення можливостей щодо мінімізації відходів у джерелі їх виникнення, технологічному процесі, мають бути створені умови

для зміни якісної складової використовуваної енергії, мінімізувавши ентропію самого технологічного процесу, за рахунок викиду її в надсистему.

Література

1. Волошин В. С. Природа отхоодообразования. Мариуполь, Вид. Рената. 2007. - 666 с.
2. Prigogine I., George C. The Second Law as a Selection Principle: The Microscopic Theory of Dissipative Processes in Quantum Systems// Proceeding of the National Academy of Science. 1983. Vol.80. P.4590-45945
3. Prigogine I. Etude Thermodynamique des Phenomenes Irreversibles. These d'agregation presentee a la faculte des sciences de l'Unoversite Libre de Bruxelles (1945). Paris: Dunon 1947.
4. Энтропия и сущность теории И.Пригожина. Электронный источник. Режим доступа: <http://www.market-journal.com/voprosiupravleniya/9.html>.
5. Волошин В. С. Щодо питання про методологію мінімізації відходів у джерелі їх виникнення -технологічному процесі. Екологічні науки. № 2 (53). 2024. С.114-122.
6. Бутенко Э. О., Волошин В. С. Сучасні технології очищення стічних вод промислових підприємств. V Міжнародна науково-технічна конференція « Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг» (11-13 жовтня 2023, Україна, Львів): Збірник матеріалів – Київ, 2023. – С. 86-87.
7. Волошин В. С., Бутенко Е. Ю. Відносно питання про деякі нормативні вимоги щодо питної води. V Міжнародна науково-практична конференція «Водопостачання та водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг» 2023, Україна, Львів. С. 88-90

Волошин В. С., д-р. техн. наук, проф.

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь-Дніпро, Україна

Бутенко Э. О., канд. техн. наук, доцент

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь-Дніпро, Україна

ДО ПИТАННЯ ПРО ІСНУВАННЯ ТЕОРЕТИЧНОЇ МЕЖІ МАЛООТХІДНОСТІ У ВИРОБНИЧИХ СИСТЕМАХ

Методи переробки відходів, їх утилізація, вторинне використання та поведінка з відходами, мінімізація відходів, всі ці методи та підходи, покликані зменшити кількість вироблених промислових відходів, які людство накопичило за весь час існування найрізноманітніших виробництв та технологій [1, 2, 3]. При цьому фахівці, як правило, прагнуть створення маловідходних [4, 5] або навіть безвідходних [5, 6] технологій, що поки що нікому ще повною мірою не вдавалося. Безумовно, нікому у світі ще не вдалося похитнути другий закон термодинаміки. Там, де є енергія, там обов'язково присутні й енергетичні втрати, принаймні, у вигляді найменш якісної енергії – теплової. Але це все ще не все. У відходи потрапляє величезна кількість сировинних матеріалів, що видобуваються з надр. Вони з'являються у вигляді напівфабрикатів, залишаючи в попередніх виробництвах також частину матеріалів у вигляді відходів. Втрати у вигляді відходів нарівні з продукцією, що виробляється, є незмінною складовою будь-якого з відомих технологічних процесів, як зворотний бік медалі, як фактор розплати людини за вироблені товари. Виникає законне питання. Чи існує, в умовах технологічного процесу, що склався, деякий мінімум утворення відходів, менше якого в силу існуючих законів і закономірностей, опустити межу мінімізації вже неможливо. І яка це величина, від чого вона залежить. Спробі знайти таке рішення присвячено цю роботу.

Ми звернули увагу на принцип термодинамічної двоєдності, коли той самий технологічний процес стосовно певної частини компонентів сировини поводить як сильнонерівноважна термодинамічна система і функціонує за законами нелінійної термодинаміки і, одночасно, стосовно іншій частині сировини проявляється як слабонерівноважна, чи яка перебуває у стані термодинамічної рівноваги, і підпорядковується законам лінійної термодинаміки [7]. Цей принцип є відображенням механізмів отримання товарної продукції та окремо – відходів. Таке положення повністю відповідає третьому закону енергоентропії, що показує, що ентропія відкритих систем може зменшуватися за рахунок споживання енергії від зовнішніх

джерел та перерозподілу її між системою та зовнішнім середовищем на користь першої.

Таким чином з'являється прикордонний «термодинамічний шар» між станами сильної нерівноваги та слабкої нерівноваги, яка розташовується ближче до рівноважного стану. У цьому пограниччі приховано розуміння деякого теоретичного мінімуму відходоутворення в системах, де є певний матеріал і енергія, що його обробляє. Тут доречно розглянути умови виконання теореми про мінімум виробництва ентропії у слабо нерівноважних системах [8, 9]. Узагальнюючи термодинамічні сили X_α та матеріальні потоки J_α в слабонерівноважних системах, характер зміни локального виробництва ентропії можна записати як $\sigma[S] = \sum_\alpha J_\alpha X_\alpha$. Причому

співвідношення між силами та матеріальними потоками має носити лінійний характер за допомогою феноменологічних коефіцієнтів L_{xy} таким чином, що $J_x = \sum_y L_{xy} X_y$. Для конкретного випадку, коли є перенесення речовини (m) та енергії (e) у матеріальних потоках (J) за допомогою утворюючих його сил (X), локальне виробництво ентропії, з урахуванням теореми взаємності Онсагера, згідно якої $L_{me} = L_{em}$, можна уявити так : $\sigma[S] = J_m X_m + J_e X_e = L_{mm} X_m^2 + 2L_{me} X_m X_e + L_{ee} X_e^2$, де перша похідна по X_m при незмінному значенні X_e дає $\frac{\partial(\sigma[S])}{\partial X_m} = 2(L_{me} X_e + L_{mm} X_m) = 2J_m = 0$.

На практиці ми частіше маємо справу з потоками, які поставлені лінійними залежностями. Однак при цьому лише частина сил X_{ei} , існуючих в системі та відповідальних за переробку -й частини компонентності сировини, пов'язана з сильною нерівноважністю, тобто з виробництвом корисної продукції. Друга частина сил (позначимо як X_{ek}), які пов'язані з лінійними процесами поблизу стану рівноваги, відноситься до перетворення тієї складової k матеріального потоку (такого, що $i + k = N$ в загальній структурі N –компонентної сировини), яка прямує у відходи. Спробуємо ввести у вираз для виробництва ентропії, яке, по суті, інваріантне для фізичних явищ, ваговий коефіцієнт $\lambda = \frac{X'_{ei}}{X_{eN}}$ незалежно від індексу сили. Ось тут $X_{eN} = X'_{ei} + X_{ek}$. Одночасно отримуємо $1 - \lambda = \frac{X_{ek}}{X_{eN}}$. Тоді

$$\sigma[S] = \sum_i J_i X_i = \sum_{ik} L_{ik} X'_{ei} X_{ek} = \lambda(1 - \lambda) \sum_k L_{ik} X_i X_k \quad (1)$$

і співвідношення приросту ентропії $\frac{\partial(\sigma[S])}{\partial X} = 0$ також фактично повторює його попередній вираз. З викладеного слід висновку у тому, що й виробнича відходоутворююча система немає додаткових обмежень, вона прагне до мінімуму

ентропії за умови створення механізмів відхилення системи у бік сильної нерівноважності. При цьому інваріантність у міркуваннях про функцію λ залишається. Чим більше значення вагової функції λ , тим більше від рівноважного стану перебуває система. І навпаки. Сутність умови збільшення вагової функції λ , у цій її частині, полягає в тому, що система потребує додаткових активних сил X''_{ei} , які наводили б відповідні $(k = N - i)$ – е компоненти сировинної бази у корисний стан.

Звідси випливає один цікавий висновок, який пов'язаний з мінімізацією відходоутворення у джерелі їх появи [10]. Він каже наступне. Різноманітність термодинамічних сил, що беруть участь у перетворенні матеріальних потоків у рамках виробничої системи, має бути спрямована не тільки на перетворення обраних компонентів у корисну продукцію (X'_{ei}) . Структура цих сил $(X'_{ei} + X''_{ei})$ при $X''_{ei} \sim X''_{ek}$ повинна бути розрахована на *перетворення усієї номенклатури N – компонентів сировини в корисну продукцію.*

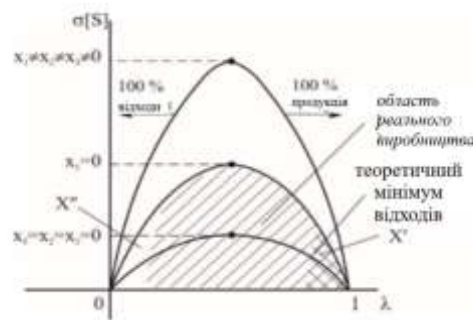


Рисунок 1 – Феноменологічна крива та її передбачувана область теоретично мінімального відходоутворення у виробничій системі, до якої відноситься крива

Іншими словами, має виконуватися умова $X_{ei} = (X'_{ei} + X''_{ei}) \rightarrow X_{eN}$ або $X_k \rightarrow 0$ при $i \rightarrow N$, що сприяло б переходу всієї системи у сильний нерівноважний стан із відповідними наслідками для вищої її організованості. Справді, крива (назвемо її умовно феноменологічною, за назвою коефіцієнтів $L_{me} = L_{em}$), відбиває співвідношення сил, які забезпечують виробництво корисної продукції та відходів (рис. 1) у додатку до виробництва ентропії у системі, дає деяке уявлення про свою область з теоретично досяжним мінімумом втрат сировини як відходів. Цей мінімум знаходиться на околицях точки $|\sigma[S] = 0; \lambda = 1|$. Причому інтегральна область $\int_{\lambda} \sigma[S] d\lambda$

залежить від розмірів тензорної матриці $\sum_{ik} L_{ik} X'_{ei} X''_{ek}$. Чим більший цей показник, тим більша інтегральна складова феноменологічної кривої i , відповідно, більший розмір теоретично досяжного термодинамічного мінімуму відходів у системі. Додатково звернемося до відомої S-теореми Ю. Л. Климонтовича. Її зміст полягає в тому, що при

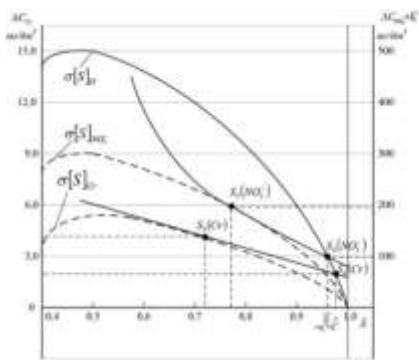
поступовому видаленні системи з умовно прийнятими нульовими керуючими параметрами від рівноважного стану, у разі подальшої зміни цих параметрів від нульового значення, ентропія системи, яка приведена до заданого значення середньої енергії, зменшується. Це означає, що така система змінюється у бік більшої організованості. Очевидно, правильно говорити у тому, що організована система готова давати більш системний результат (наприклад, виробляти якіснішу продукцію) або ж давати менше неорганізованого результату. До цього можна віднести і зменшення втрат (відходів) системи.

Подібні дослідження авторів, ілюстровані на рис. 2, дали дуже цікаві результати з метою оцінки найрізноманітніших технологічних процесів щодо визначення їх теоретичного мінімуму за можливим відходам. Зокрема:

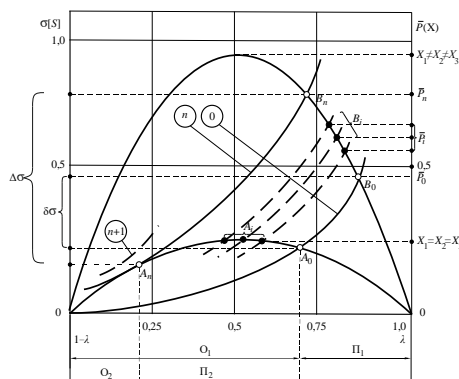
1. Будь-яке очищення середовища або компонентів від домішок, забруднень можна представити як технологічний процес зі своєю продукцією у вигляді чистого середовища або очищених компонентів і одночасно бази відходів у вигляді сконцентрованих вихідних домішок або забруднень. У строгому розумінні невиділеного відходу в технології мембранної біологічної очистки є і залишковий вміст забруднення в очищеному післямембранному середовищі. Наприклад, за умови одночасних процесів денітрифікації та хроматоредукції в системі біологічного мембранного очищення (див. рис. 2, а) при реальному відходоутворенні до 195 мг/дм^3 для нітратів і до $4,3 \text{ мг/дм}^3$ для хроматів, сильно нерівноважна область феноменологічної кривої знаходиться в межах $0,94 < \lambda_{NO_3}^T < 1$ і $0,98 < \lambda_{Cr(6)}^T < 1$. Реальний рівень відходоутворення за нітратами в $(1 - 0,77)/(1 - 0,94) = 3,8$ раза та за хроматами в $(1 - 0,72)/(1 - 0,98) = 14$ рази перевищує умовний теоретично можливий рівень відходів у цьому технологічному процесі. Це рівень, який у розрахунковому варіанті складає $195/3,8 = 51 \text{ мг/дм}^3$ за нітратами і $4,3/14 = 0,3 \text{ мг/дм}^3$ за хроматами. Саме така кількість досліджуваних речовин теоретично може проникнути через мембрану у процесі очищення.

2. Будь-який з відомих способів вторинної переробки відходів є також закінченим технологічним процесом, в результаті якого виходять відходи, мінімізація яких не менш актуальна. На графіку (див. рис. 2, б) представлена область точки A_n , дотичної до феноменологічної кривої, яка обмежує величину наведених зусиль, витрачених на отримання готової продукції (у разі, у радіоелектронної галузі) і пов'язані з цим відходи. Гранична точка A_n дає нам верхня межа обмеження наведених зусиль, завдяки яким

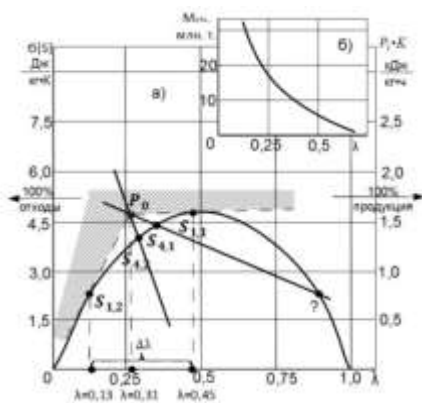
частина відходів "O"₁ переробляється в корисну продукцію вторинної переробки "П"₂ та безповоротні втрати у вигляді "O"₂. У кількісному відношенні зусилля для створення корисної продукції "П"₂ у системі переробки первинних відходів такі, що приблизно половина з них може бути перетворена на корисну продукцію, а третина — це безповоротні втрати. Ціна переробки таких відходів полягає у максимальному зростанні ентропії усєї системи. Тут $\delta\sigma$ - мінімальна зміна ентропії переходу між станами системи, для яких координатні сили $X_1 = X_2 = X_3 = 0$ і $X_1 \neq X_2 \neq X_3 \neq 0$, а $\Delta\sigma$ – максимальна швидкість зміни ентропії переходу між тими самими станами. Тоді $(\Delta\sigma - \delta\sigma)$ є досить високим гранично можливим діапазоном зміни ентропії, який в кінцевому результаті відповідає величині "O"₂ - безповоротних втрат. Точки B_i для кожної з таких технологій відображають максимальне значення ентропії, яке пов'язане з переробкою первинних відходів до деякого товарного виду. Це свідчить про дуже високу енерговитратність таких процесів утилізації.



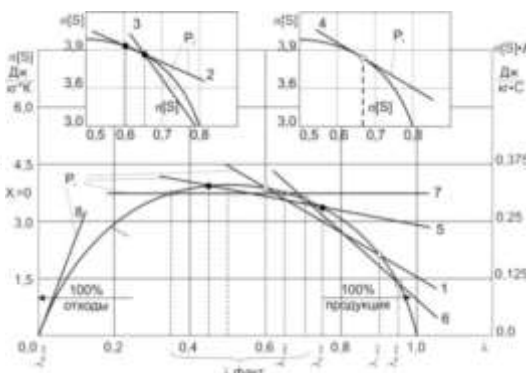
a)



b)



c)

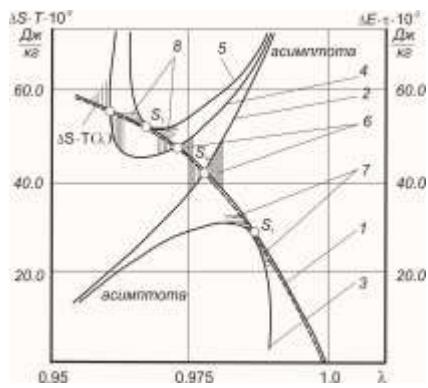


d)

a) – розрахункова феноменологічна крива в координатах;

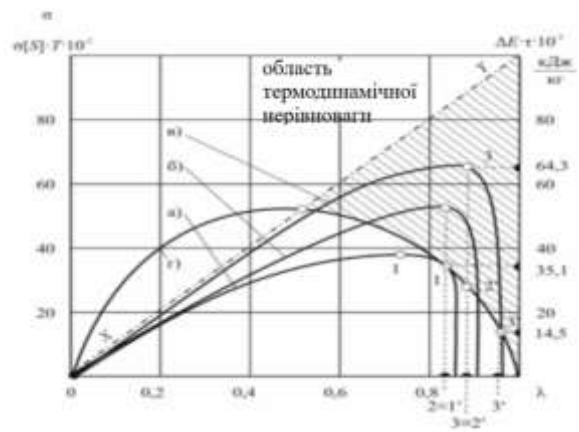
б) – умовне виробництво відходів на умовну одиницю енергії, що додається

1 – глина перепечена; 2 – шлак свинцевий; 3 – цементно-бутовий бій; 4 – висів землі та дрібного каменю; 5 – бита цегла сирцева; 6 – бита цегла обпалена; 7- відходи обробки природного каменю; 8 – обріз опалубного дерева. K=12.0



- 1 – феноменологічна крива води;
2 - «H₂O – рідина»;
3 - «H₂O – газ»;
4 - «H₂O – лід»;
5 - «H₂O – тв. частка»;
6 – область термодинамічної
нестійкості двофазних розчинів;
7 та 8 – область термодинамічної
стійкості
двофазних розчинів

е)



- а) – стан спокою;
б) – для рабiт середньої тяжкості;
в) – для фізично важких рабiт;
г) – крива Онсагера для процесу
метаболізму в біологічних системах.

г)

Рисунок 2 – Діаграми для розрахунку теоретичного мінімуму відходоутворення у технологіях: а) – біологічного очищення [11]; б) – переробка вторинних відходів [12]; в) – будівництві піраміди Хуфу [13]; д) – будівництва доріг у Стародавньому Римі [14]; е) – очищення питної води [15]; г) – процесах метаболізму [16, 17]. (Детальні пояснення до рисунків можна знайти у відповідних літературних джерелах)

3. Особливий інтерес для вивчення процесів відходоутворення дає нам досвід будівництва давніх часів, наприклад, піраміди в Єгипті, будівлі, споруди та дороги в Стародавньому Римі та ін. (див. рис. 2, в) розташовується всередині двох дотичних ($P_0S_{1,1}$ и $P_0S_{1,2}$). Граничні умови щодо співвідношення X'/X знаходяться в межах $0,13 < \lambda \leq 0,45$. Іншими словами, при існуючих на той момент технологіях сумарна маса готових кам'яних блоків у тілі піраміди повинна становити не більше 45% маси каменю, піску, абразиву, що видобувається. Решта має залишатися у вигляді відходів у зонах, наближених до будівництва. За розрахунковими даними об'єктивна величина відходів має скласти $6,3 \cdot (1 - 0,45)/0,45 = 7,7$ млн тон. Враховуючи, що загальна кількість збудованих пірамід за різними археологічними джерелами становить близько 118 одиниць, слідів величезного накопичення промислових відходів (понад 900 млн. тонн), пов'язаних із будівництвом пірамід, сьогодні не спостерігається. Мабуть єгиптяни мали технології мінімізації великих кількостей відходів.

4. При зіставленні феноменологічної кривої, що відповідає термодинамічному мінімуму, що досягається, в координатах $\sigma[S] = -30(\lambda - \lambda_{0,5})$ та графіків типу $P_i = \varphi_i(\lambda)$, що відображають енергетичні витрати при виконанні відповідних будівельних робіт у Стародавньому Римі (рис. 2, d), був отриманий можливий теоретичний мінімум відходоутворення для кожного виду будівельного матеріалу та реальне значення коефіцієнтів λ , які дозволяють визначити оціночні втрати будівельного виробництва на Апеннінському півострові. Як випливає з аналізу, відходи від будівельних робіт у Стародавньому Римі могли становити щорічні 2,5 млн. тонн, що важливо для нащадків. При цьому близько 10 тис. оціночних тонн належало до небезпечних відходів переплавлення свинцевого матеріалу. Протягом лише останніх п'ятисот років римського панування мало зібратися всього не менше 1 млрд. тонн будівельних відходів. Але від них на Апеннінському півострові сьогодні й сліду не лишилося. Результати запропонованої методики показали, що між розрахунковою та фактичною величиною одержуваних відходів від будівельних робіт у Стародавньому Римі існує велика різниця на користь меншої, ніж розрахунковий, кількості відходів, які супроводжували ці роботи. Ми стикаємося з тією самою ситуацією: римляни могли створювати свої будівельні шедеври за мінімальних відходів.

5. Якість питної води залежить від її чистоти щодо розчинених та зважених у ній речовин, що впливають на організм людини. Очевидно, що звернення в системі "вода-забруднення", у тому числі водоочищення, водопідготовка може бути віднесено до технологічних процесів, пов'язаних з мінімізацією відходоутворення. Розрахункові значення стійких рівноважних станів системи «H₂O - сторонні включення» (див. рис. 2, e). розташовуються на феноменологічній кривій 1 в області $0,95 < (\lambda = x'_i/x_i) < 1,0$ (пов'язані точки S_1, S_3, S_4 , одночасно належать розрахунковим кривим 3, 4, 5 прийнятого енергетичного параметра водного розчину у вказаному діапазоні температур та феноменологічної кривої 1). Сполучені точки перетину феноменологічного графіка та кривих структурних енерговитрат у зв'язку з розчиненням деякого компонента, дають уявлення про умови фазових переходів у водних розчинах з позицій їх упорядкованості. Очевидна асимптотична збіжність кривих структурної енергетики системи «H₂O – тверда речовина» та «H₂O - гази» в систему «H₂O – друга рідина», як рівнофазних розчинів.

На околицях точок S_1 и S_3 , твердих і газоподібних сторонніх компонентів, що належать водним розчинам, система володіє термодинамічною стійкістю, а в околицях точки S_4 ("вода – вода") – відповідною термодинамічною нестійкістю. Це ще раз підтверджує, що в природі дуже важко знайти умови для термодинамічної стійкості

абсолютно чистої води, а значить, і для стабільного існування такого абсолютно чистої рідини. Абсолютно чиста вода («безвідходна» система) навіть при переході в стан льоду є явно нестійкою (крива 4) і прагне того чи іншого стану рівноваги. Термодинамічно стійкими можуть бути тільки розчини на основі води, тобто реальні системи відходу.

6. Навіть людина, як досконала термодинамічна машина, здатна створювати відходи біологічної діяльності, виявився здатним знайти резерви їх оптимізації. Подібні діаграми для людини (див. рис. 3, g) зіставні з діаграмами для води (див. рис. 3, e). Це можливо і правильно, тому що організм людини з усім різноманіттям її теплових процесів на 80% складається із води. В історичному розрізі, з метою задоволення потреб людини в отриманні матеріальних благ, спочатку, додатково до фізичної праці власне людини, використовувалася енергія тварин, а потім з'явилися штучні технічні системи, джерела зовсім іншої за потужністю і якістю, енергії. Постійно розвиваються і більш ефективні енергетичні системи, які були спрямовані на посилення сукупної потужності людини в її трудовій діяльності. Найпростіші розрахунки показують, що у своїй ентропії системи «людина-машина» знижується у кілька разів. Тобто ми маємо справу з більш організованою, порівняно з людським організмом, негентропійною системою, що прагне мінімуму дисипації.

Висновок

Наведений аналіз ще раз доводить, що безвідходних технологій бути не може, і не лише з втрат енергії, а й щодо втрат речовинної частини сировини. Маловідходні технології мають принаймні свою розрахункову нижню межу відходності, яка об'єктивно залежить від співвідношення двох показників – якості використовуваної енергії та їхньої термодинамічної взаємодії з усією номенклатурою компонентів сировини. Такий розрахунковий мінімум сприяє мобілізації внутрішніх ресурсів системи лише у межах деякого обмежувального співвідношення між зазначеними вище показниками.

Література

1. Environmental Protection – Solid and Hazardous Waste Management/. Dep-t of Resources./ S/Webster. Madison, Wisconsin. May, 1995.
2. Кухарь В.П. Экотехнология. Оптимизация технологии производства и природопользования. – К.: Наукова думка. – 1989. – 264 с.

3. Baidya R. Co-processing of industrial waste in Cement Kiln – A Robust system for material and energy recovery / Rahul Baidya, Sadhan Kumar Ghosh, Ulhas V. Parlikar // *Procedia Environmental Sciences*. – 2016. – Vol. 31. – P. 309–317.
4. Doifode S. K. Effective industrial waste utilization technologies towards cleaner environment / S. K. Doifode, Ashok G. Matani // *International Journal of Chemical and Physical Sciences*. – 2015, January. – Vol. 4. – P. 536–540.
5. Экономические методы малоотходных и безотходных производств. Под. ред. Ю.П.Лебединского. – К. : Наукова думка.-1987. – 235 с.
6. Towards zero-waste valorisation of rare-earth-containing industrial process residues: a critical review / Koen Binnemans[et al.] // *Journal of Cleaner Production*. – 2015, July. – Vol. 99. – P. 17–38.
7. Волошин В.С. Природа отхоодообразования. Мариуполь, Изд.: Рената. - 2007. - 666 с.
8. Пригожин И. Р. От существующего к возникающему. Время и сложность в физических науках : пер с англ. / Общ. ред. Ю. Л. Климонтовича. Изд. 3-е. М. : КомКнига, 2006. 296 с.
9. Пригожин И. Р. Неравновесная статистическая механика Изд. 3-е / пер. с англ. В. А. Белокопя и В. А. Угарова; под ред. Д. Н. Зубарева. М. : Мир, 1964. 314 с.
10. Волошин В. С. Место отхоодообразования в термодинамическом многообразии производственных систем. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення : зб. наук. статей XIII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 11–15 вересня 2017 р.). Х. : Райдер, 2017. С. 94–100.
11. Волошин В. С., Данилова Т. Г. Определение минимума отхоодообразования в технологиях биологической очистки.// Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. 7-ма міжнародн. наук. конф. Алушта. 2011. С.23-27 С.13-18
12. Волошин В. С. Отходы в технологиях переработки отходов// Наука та виробництво. №18, Мариуполь, 2018. С.88-93
13. Волошин В. С. В чем ошибались египтологи (к вопросу об отходах при строительстве египетских пирамид)// Зб. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. 8-ома міжнародн. наук. конф. Харків. 2012. Т.2, С.3-7
14. Волошин В. С., Елистратова Н. Ю. Отходы в строительной индустрии Древнего Рима// Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. IX науково-практична конференція. Зб. праць. Харьков-Алушта. 2013. Т.2. С.7-13
15. Волошин В. С., Бутенко Е. О. Відносно питання про деякі нормативні вимоги щодо питної води//V Міжнародна науково-практична конференція «Водопостачання та

водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг» 2023, Україна, Львів. С. 88-90

16. Волошин В. С., Азархов О. Ю. Порівняльний аналіз термодинаміки організму людини з позицій утворення відходів в умовах штучних технологій// Журнал Електронний примірник УКРНДІЕП

17. Квашнин И. М. Промышленные выбросы в атмосферу. Инженерные расчеты и инвентаризация. М.: АВОК-ПРЕСС, 2005. 392 с.

Волошин В. С., д-р техн. наук, проф.;

Єлістратова Н. Ю. ст. викладач

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Дніпро, Україна

ПРОБЛЕМИ ВІДХОДІВ У СТРАТЕГІЯХ РОЗВИТКУ СУЧАСНИХ ЕНЕРГЕТИЧНИХ ТЕХНОЛОГІЙ

Якщо відволіктися від теоретичних досліджень на користь прикладної енергетики, то стає зрозуміло, що енергетичні та економічні аспекти проблем відтворення відходів у сучасному суспільстві мають свої пояснення з позицій використання енергії виробничими системами, які створені або створюються людиною на протязі всієї її історії.

Світ не знає таких економічних укладів, при яких зростання валового продукту не супроводжувалося б збільшенням витрат на енергоносії. За останні три сторіччя, енергетична вартість життя на одну людину зросла майже в десять разів (з 0,2 т. н. е./люд. до 1,9 т. н. е./ люд. в наш час).

Енергетична залежність – критерій, за яким може відбутися навіть переформатування сучасного суспільства. Зростання такої залежності є однією з головних причин можливої зміни соціальних конфігурацій.

Створення ЄС було, серед іншого, відповіддю найбільш розвиненої частини світової спільноти на власні енергетичні виклики, які могли або звеличити Старий Світ, або поставити його на службу більш гнучкій економіці США, або в залежність від відсталої економіки Росії. В перші ж роки існування ЄС його країни позбулися індивідуального енергетичного голоду шляхом перерозподілу всього виробленого продукту і почали інтенсивно використовувати вуглеводні Північного моря, налагодив колективні відносини з країнами ОПЕК. Для цивілізованої Європи це був шанс, яким вона скористалася.

У літературі [1] наведені дані про граничні витрати споживання енергії в загальному світовому валовому продукті в розмірі 10%, вище якого починається поріг нестабільності в економіці будь-якої країни. Якщо це правильно, то країни колишнього СНД давно і «комфортно» влаштувалися в зоні економічної кризи. Більш того, кілька країн ЄС також знаходяться в зоні кризи (табл. 1).

Природа створила величезну кількість джерел енергії, які використовує людина - органіка, природні вуглеводні, водень, атомна енергія, сонячна радіація, тепло надр і атмосфери, в залежності від того, якими технологіями переробки володіє людина. Історично склалося так, що суспільство швидше реагувало на вуглеводневі матеріали як на реальне джерело енергії, і протягом багатьох років і століть розробляло і вдосконалювало машини для переробки вуглеводневмісного викопного палива в корисну енергію.

Таблиця 1 – Діапазони часток витрат на первинні енергоносії у валовому продукті деяких країн, Δ (частка одиниці, в 2010 році) в порівнянні зі споживанням нафти Ω млн барелів/добу (дані 2009 року)

№	Країна	Δ	Ω
1	США	0,075	18,69
2	Німеччина	0,095	2,437
3	Велика Британія	0,084	1,669
4	Греція	0,144	0,414
5	Україна	0,145	0,348
6	Казахстан	0,165	0,241
7	Румунія	0,135	0,214
8	Беларусь	0,115	0,173
9	Болгарія	0,120	0,125

У XIX столітті теплова машина підкорила світ тим, що вона виробляла дію, хоч і з дуже низькоякісної теплової енергії. Наступні роботи і дослідження в області збереження енергії Майера (1842), Гельмгольца (1847), початкові дослідження другого закону термодинаміки, виконані Лазарем і Саді Карно (1824), Клаузіусом (1850), Томсоном (1852), зробили теплову машину мало не єдиним і незамінним джерелом корисної енергії, створивши, таким чином, своєрідний тупиковий бар'єр в науці XIX століття на майбутнє, який благополучно перекочував і в XX століття

У XX столітті І. Пригожин, реалізувавши знамените рівняння $dS = dS_e + dS_i$, сміливо розділив необоротне розсіювання енергії, ентропію, на зростаючу її оборотну частину dS_e і на рівноправну вироблену, але необоротну частину dS_i , тим самим покладаючи на останнього відповідальність за економічну та екологічну частини енергоефективності.

Сьогодні витрата енергії на видобуток і переробку одиниці нафти по відношенню до її енергетичної продуктивності, як палива, становить 1:5. Тобто 20% нафти у вигляді енергії витрачається на її виробництво. Через 20 років цей показник очікується 1:3. Ентропія таких процесів, а ще з використанням існуючих засобів, як правило, дуже висока.

При загальній невизначеності і величезній кількості теплових та інших процесів, що дозволяють отримувати сучасну корисну енергію, спробуємо сформуванати для них область феноменологічних кривих Л. Онсагера за раніше запропонованим методом [2] (рис. 1), від стану $X_1 = X_2 = X_3 = 0$ (мінімальна дисипація, крива 1) до $X_1 \neq X_2 \neq X_3 \neq 0$ (максимальна ентропія процесу, крива 2). І потребуємо особистих співвідношень репаративних і дисипативних процесів для різних способів отримання корисної енергії, серед яких: за допомогою чисто механічних сил (закони Ньютона, Архімеда, крива 3), процесів термомеханічного перетворення (на основі закону Фур'є, крива 4), фотоелектричного синтезу (закон Столетова, крива 5) і керованого термоядерного синтезу (крива 6).

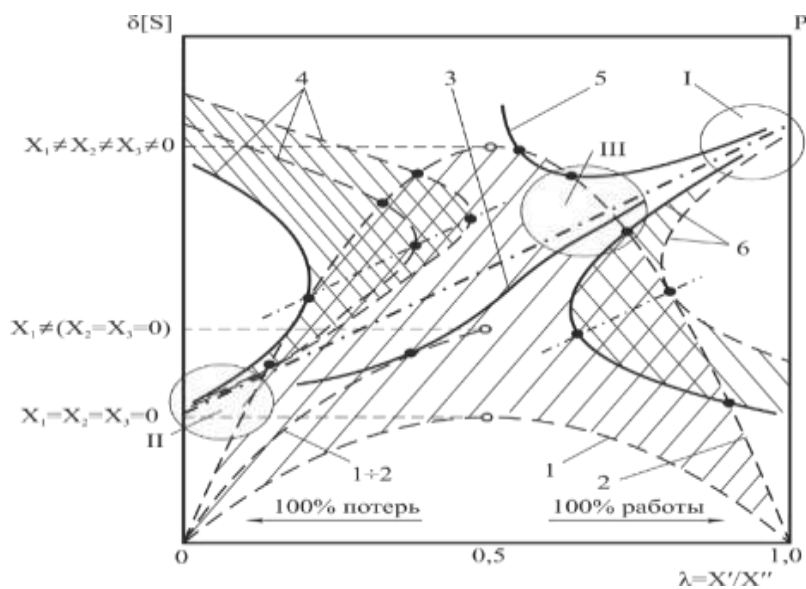


Рисунок 1 – Відображення стійкості і нерівноважності в різних системах отримання корисної енергії (позначення по тексту).

Беручи до уваги, що феноменологічні криві Л. Онсагера призначені для опису слабо нерівноважних лінійних систем в так званих «відносинах взаємності», а отримання корисної енергії, за даними І. Пригожина [4], слід відносити до сильно нерівноважних процесів, на наш погляд, уваги повинні заслуговувати тільки області асимптотичних збіжностей I, II і III (див. рис. 1), далеких від атракцій. Тобто там, де процеси виробництва енергії можна вважати відносно стійкими. Відомо, що стійкість термодинамічної системи отримання енергії відображається перетином енергетичних кривих $P(\lambda) \cdot (3 \div 6)$ з однією з феноменологічних кривих $\{\delta[S](\lambda)\}$ Л. Онсагера. Показані екстремуми задаються атракторними станами, до яких спонтанно прагне енерговиробляюча термодинамічна система.

Розрахункові дані показують, що термодинамічна ефективність всіх сукупних теплових процесів отримання енергії, в першу чергу, пов'язаних зі згорянням вуглеводнів, в інтегральному показнику не може перевищувати позначку $\lambda=0,5$ навіть в нестійкому режимі. Сталий режим робить цю позначку ще менше (див. рис. 1, крива 4, зліва). І навпаки, термодинамічна ефективність термоядерного синтезу, фотоелектричного синтезу відбувається практично при $\lambda>0,5$ і в окремих випадках навіть при $\lambda>0,9$ (криві 5 і 6, справа). Ці процеси здійснюються з мінімальною дисипацією споживаної енергії або з мінімальним збільшенням оборотної ентропії dS_e для таких систем.

Такий підхід дає можливість оцінити можливі варіанти економічно ефективного виробництва енергії з позиції її втрат, або відходів.

Таким чином, формується висока сукупна, в тому числі економічна та екологічна, ціна на сучасні вуглеводневі способи виробництва споживаної енергії, що вже сьогодні робить цю галузь господарювання фактором тупикового розвитку для людства.

Типове джерело енергії XX і початку XXI століть - вуглеводні, сприяло розвитку одного з найбільш безальтернативних методів переробки сировини - теплової. Величезна кількість машин і механізмів, технологічних процесів, обладнання та матеріалів створюється на основі використання вуглеводнів. Переважна більшість з них засновані на теплових процесах. Двигуни внутрішнього згоряння, дизельні та газові двигуни автомобілів, турбіни, реактивні двигуни, технології виробництва чавуну та сталі, прокату та аміаку, численних синтетичних речовин, гуми вимагають величезної кількості вуглеводневмісних матеріалів. З кожних 100 патентів, які з'являються в світі, 13 належать пристроям і методам спалювання або переробки вуглеводневмісних палив і речовин.

З деякими уточненнями можна стверджувати, що при сучасному рівні розвитку науки і суспільства глобальне виробництво енергії тільки з вуглеводневого палива шляхом активації тільки теплової енергії або енергії нагрітої пари є стратегічною та перспективною науково-технічною помилкою. Те, що було визнано прогресом в минулому столітті, необхідно розглядати в цьому столітті як глухий кут, з якого потрібен вихід.

Науковий вихід з такого глухого кута давно існує, у вигляді розвитку інших джерел енергії, крім вуглеводнів. Сучасна наука створила безліч так званих неуглеводневих джерел енергії. Їх провозвісником була атомна енергетика. З 2011 року ведуться розробки в області так званого низькоенергетичного ядерного синтезу

(*E-cat effect* або генератори Россі). Існує цілий науковий напрямок, яке називається воднева енергетика. Природа зробила все можливе для людини, природним чином відокремивши надзвичайно високоенергетичний водень від складу підземних вод і упакувавши його в так звані металогідридні конгломерати. Більш того, такого палива, яке не забруднює навколишнє середовище, а саме водень, людству вистачить на сотні мільйонів років.

Немає необхідності повторюватися про альтернативні джерела енергії, які використовуються все частіше. Людству є з чого вибирати, щоб зробити раціональну репаративну альтернативу екологічному забруднювачу, яким є вуглеводневе паливо.

Ця проблема напряду стикається з проблемами мінімізації відходів усіх видів без виключення у сучасних технологіях, які залежні від енергетичних джерел, що в них використовуються. Ціна питання - перспективи майбутніх поколінь.

Література

1. Волошин В. С. Природа отхоодообразования. Мариуполь: Изд. Рината. 2007. 666с.
2. Волошин В. С. Термодинаміка утворення відходів та стратегія розвитку сучасних енергетичних технологій. / В. С. Волошин, Н.Ю. Єлістратова // Зб. наук. статей V Міжнародн. науково-практичної конференції «Безпека енергетики в епоху цифрової трансформації», Інститут проблем моделювання в енергетиці ім. Г.Є. Пухова НАН України (м. Київ, 22 листопада 2023 р.) / «Академперіодика», — С. 139 - 142.
3. May Robert M. Simple mathematical models with very complicated dynamics. Nature. 261 459-67. 1976. P. 85-93.
4. Ilya Prigogine, Isabelle Stengers. Order Out of Chaos: Man's New Dialogue with Nature (Radical Thinkers) Paperback – January 23, 2018

¹Воробйов О. М., аспірант;

²Михайленко В. Г., канд. техн. наук, доц.;

¹Юрченко В. О., д-р техн. наук, проф.

¹Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова, м. Харків, Україна

²Інститут проблем машинобудування НАН України, м. Харків, Україна

ВИДІЛЕННЯ РАДІО 3 РІДКИХ ВІДХОДІВ ШЛЯХОМ СОДОВОГО ПОМ'ЯКШЕННЯ

Україна посідає друге місце у Європі та четверте в світі за обсягами накопичення радіоактивних відходів [1]. Причому в сховищах ДСП «Об'єднання «Радон» накопичено 6073,8 куб. метрів твердих РАВ і 789 куб. метрів рідких РАВ, активність яких складає $1,61 \times 10^{15}$ Бк і $1,08 \times 10^{13}$ Бк відповідно [2]. Як зазначено в документах Technical Meeting on Managing Naturally Occurring Radioactive Material Legacy, проведеної 11-15 грудня 2023 р. під егідою МАГАТЕ [3], процеси переробки рідких радіоактивних відходів РАО спрямовані на зменшення об'єму та видалення радіонуклідів з основної маси відходів. Вони призводять до концентрованого потоку відходів в осадах (які необхідно додатково кондиціонувати) та супернатанту/дистиляту, який часто можна звільнити від регуляторного контролю та безпосередньо скидати або ж скидати після додаткової обробки.

Найпоширенішими методами переробки рідких РАО є:

—Хімічний: осадження з використанням таких хімікатів, як хлорид барію, сульфат натрію, фероціанід калію, сульфат міді тощо. Отриманий осад, який містить основну частину радіоактивності, потребує кондиціонування;

— Випаровування водних або органічних розчинів концентрує радіонукліди та призводить до дуже високого коефіцієнта зменшення об'єму відходів, а також високого коефіцієнта дезактивації. Отриманий концентрат необхідно додатково кондиціонувати;

—Іонний обмін: екстракція селективними іонообмінними смолами, як органічними, так і неорганічними. Відпрацьовану смолу необхідно згодом кондиціонувати;

— Мембранні методи (зворотний і електроосмос, нано- та ультрафільтрація) в поєднанні з іншими методами обробки (хімічна обробка або процеси іонного обміну)

можуть бути використані для подальшого покращення дезактивації відпрацьованих рідин. Використані мембрани та концентрати необхідно додатково кондиціонувати.

За даними [4], наразі відомі понад двадцять фізико-хімічних методів очищення вод від радіоактивних забруднень. Найбільш широке застосування на практиці знайшли такі: реагентний (вапнування, коагуляція, флокуляція та ін), сорбційний, іонообмінний, електрохімічні (електроліз, електрокоагуляція, електродіаліз, електрофорез та ін.), зворотний осмос (гіпер- та ультрафільтрація), екстракція, кристалізація (випарювання), центрифугування. Самостійно жоден із зазначених вище методів не може забезпечити випуск очищених стічних вод у водоймища рибогосподарського та питного призначення. Тільки в комбінації з усіма методами та використанням новітніх технологій можливе очищення вод від радіоактивних забруднень, важких металів і токсичних сполук, що відповідає сучасним екологічним вимогам.

Наприклад, при комплексній переробці відходів титанового виробництва торій та дочірні продукти його розпаду переважно концентруються в хлоридних відходах, що підлягають знешкодженню шляхом переведення всіх полівалентних металів у водонерозчинний стан та подальшому похованню у сховищах. Виділення Th-232 з хлоридних розчинів вирішується шляхом нейтралізації вихідних розчинів до рН 7÷8 будь-яким лужним реагентом,. Більш складний процес локалізації інших радіонуклідів – дочірніх продуктів розпаду торію, головним чином Ra-228 та Ra-224. Концентрація радію в технологічних розчинах та стічних водах після їх очищення від полівалентних металів зазвичай становить 10-8-10-6 г/дм³, а активність розчинів - 10-100 кБк/кг [4].

Для вилучення радію з розчинів і стічних вод можуть бути використані летка вугільна зола, цеоліти, різні неорганічні сорбенти та полімерні сорбенти, що є сополімерами гліколів з дикарбоновими кислотами. Дуже перспективними для вилучення різних радіонуклідів, у тому числі і радію, є біосорбенти. У виробничій практиці найбільше застосування для дезактивації знаходять способи, засновані на співосажденні радію з сульфатом барію. Особливості поведінки радію при знешкодженні відходів обумовлені тим, що радій у розчинах завжди присутній у мікроконцентраціях, причому, як правило, у розчинах знаходяться інші елементи, концентрація яких на кілька порядків більша [4].

Метою роботи було визначення ефективності видалення радію з реальних рідких відходів методом содового пом'якшення.

Основні показники складу рідких відходів, які використали в експериментальному дослідженні представлені в табл. Як видно, досліджені

радіоактивні води мають надзвичайно високий вміст магнію та кальцію.

Таблиця – Склад досліджених рідких відходів

№ з/п	Показник	Номер зразка рідких відходів	
		1	2
1.	pH	5,8	5,1
2.	Кальцій, мг/л	701	1002
3.	Магній, мг/л	1980	5400
4.	Нафтопродукти, мг/л	55	85
5.	Радий, Бк/л	22,2	33,4

По 800 мл кожного-зразка води нейтралізували до рН 7,5 – 8,0, а потім обробляли концентрованим розчином карбонату натрію [5], суміш ретельно перемішували та залишити при 40 °С на 4 год для дозрівання осаду. Після фільтрування зразків у фільтратах визначали концентрацію радію. Концентрація радію в оброблених рідких відходах після проведеного пом'якшення становила: в пробі 1 – 0, в пробі 2 – 7,42 Бк/л. Вірогідно, що залишкові концентрації радію в пробі 2 були зумовлені надзвичайно високим вмістом магнію в воді, який заважав ефективно осаджуватись кальцію, що доводило і виявлення залишкових концентрацій кальцію в зразках після проведення пом'якшення.

Таким чином, содове пом'якшення радіоактивних рідин переводить радій в тверду фазу. Для підвищення ефективності процесу необхідно дещо збільшувати об'єми концентрованого розчину соди, що додається, порівняно із розрахунками для осадження кальцію.

Література

1. Disposal of radioactive waste. – Vienna : International Atomic Energy Agency, 2011. 83 р.
2. Hossain F. Natural and anthropogenic radionuclides in water and wastewater: Sources, treatments and recoveries [Text]. / F Hossain // Journal of Environmental Radioactivity. – 2020. – V. 225. – P. 106-123.
3. IAEA Library Cataloguing in Publication Data Policies and strategies for radioactive waste management. — Vienna : International Atomic Energy Agency, 2009.p. ; ISSN 1995–7807 ; no. NW-G-1.1.
4. Долина Л. Ф., Гунько Е. Ю., Машихіна П. Б. Д64 Захист вод від радіоактивного забруднення: Монографія/Л. Ф. Долина, Є. Ю. Гунько, П. Б. Машихіна. Д.: «ЛІРА», 2016. – 477 с.
5. Тихонова І.А., Тазалова Н.М. Кінетичні закономірності процесу реагентного пом'якшення водопровідної води м. Львова. Теорія і практика будівництва. – 2007. – №602 - С .179-186.

Гожа М. М., аспірант;

Саввова О. В., д-р. техн. наук;

Бабіч О. В., канд. техн. наук;

Булавина Д. А., здобувач

Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова, м. Харків, Україна

СУЧАСНІ ТВЕРДІ МАТРИЦІ ДЛЯ ІММОБІЛІЗАЦІЇ РІДКИХ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

Проблема відходів в Україні вирізняється особливою масштабністю і значимістю як внаслідок домінування в національній економіці ресурсоємних багатовідхідних технологій, так і через відсутність протягом тривалого часу адекватного реагування на її виклики. Значні масштаби ресурсокористування та енергетично-сировинна спеціалізація національної економіки разом із застарілою технологічною базою визначали і надалі визначають високі показники утворення та нагромадження відходів [1].

Радіоактивні відходи (РАВ) у процесі поточної діяльності утворюються у всіх галузях атомної промисловості: на атомних електростанціях (АЕС), радіохімічних виробництвах, підприємствах, що обслуговують кораблі з ядерними енергетичними установками, промислових підприємствах, що застосовують радіонукліди, науково-дослідних та медичних центрах.

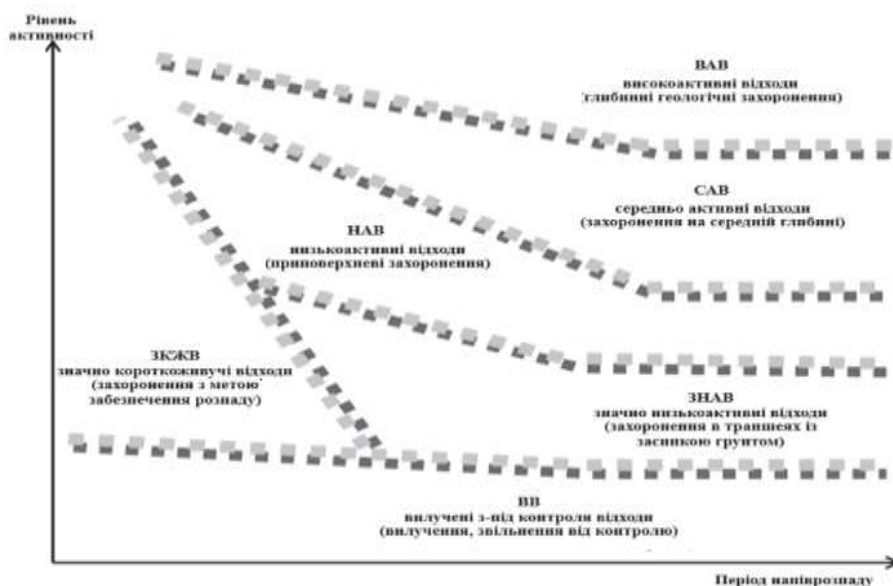


Рисунок 1 – Концептуальні ілюстрації схеми класифікації відходів

Класи відходів є узагальненими [2] та показані на схемі класифікації відходів на рис. 1, яка показує взаємозв'язок між класами радіоактивних відходів та типами пунктів поховання відходів.

Схема класифікації відходів забезпечує визнану на міжнародному рівні систему координат і полегшує обмін інформацією між державами по питанням поводження з відходами, а також здатна допомогти при розробці національних стратегій поводження з відходами. Розрізняють наступні класи відходів:

- значно низькоактивні відходи (ЗНАВ): ЗНАВ утворюються при експлуатації та виведення з експлуатації ядерних установок, при видобуванні або переробці руд та корисних копалин, а також в результаті застосування радіоактивних речовин у наукових дослідженнях, медицині та освіті. ЗНАВ мають концентрацію активності, яка перевищує рівні, необхідні для звільнення матеріалу від регулюючого контролю. Для безпечного поводження з ЗНАВ необхідно дотримання певних заходів радіаційного захисту, але ці заходи мають дуже обмежений характер у порівнянні з тими, які потрібні при поводженні з радіоактивними відходами з вищими концентраціями активності, що належать до класів, описаних нижче;

- низькоактивні відходи (НАВ): НАВ придатні для приповерхневого поховання, до них відноситься досить широкий діапазон радіоактивних відходів - від радіоактивних відходів, рівень активності яких дещо вище за рівень активності ЗНАВ, до радіоактивних відходів з рівнями активності, які вимагають екранування, утримання та ізоляції протягом термінів тривалістю до кількох сотень років. У НАО можуть присутні низькі концентрації з тривалою живучістю радіонуклідів, але їх допустимі концентрації обмежені періодом часу, протягом якого приповерхнєве поховання може забезпечувати ізоляцію відходів і, зокрема, може достатньою мірою знизити ймовірність ненавмисного проникнення людини в пункт у вигляді відомчого контролю;

- середньоактивні відходи (САВ): САВ містять радіонукліди з тривалою живучістю в кількостях, які вимагають суворіших (тобто більш тривалих) заходів щодо їх утримання та ізоляції від біосфери, чим це може бути забезпечено при приповерхневому похованні. З погляду конкретного рівня концентрації активності неможливо чітко провести розмежування між НАВ та САВ, оскільки допустимі рівні залежать від особливостей конкретного пункту захоронення відходів;

- високоактивні відходи (ВАО): ВАО містять більш високі концентрації радіонуклідів, ніж САВ, та виділяють значну кількість тепла у процесі реакції радіоактивного розпаду. Внаслідок високих концентрацій радіонуклідів, що довго живуть, значне виділення тепла може тривати впродовж кількох століть. ВАО можуть

включати відпрацьоване ядерне паливо, якщо воно було віднесено до категорії відходів, оскловані відходи переробки відпрацьованого ядерного палива та будь-які інші.

Найбільш розповсюдженими методами твердіння рідких радіоактивних відходів низької і середньої активності є цементування і бітумування, високої активності – склування і введення в керамічні форми. Крім того, в якості матриць можуть використовуватися: склокераміка, склоцемент, метал, бетон, асфальт, полімери.

Критерії вибору твердих матриць для іммобілізації радіоактивних відходів

В 1951 році було вперше запропоновано включати оксиди продуктів ділення до скловидної матриці, тому, що скло, є нестехіометричною сполукою й при нагріванні здатне розчиняти, а при наступному охолодженні міцно утримувати складну суміш продуктів ділення. Отриманий продукт характеризується високою хімічною і радіаційною стійкістю, є ізотропним, безпористим. Головний недолік скла – його термодинамічна нестабільність, яка проявляється в кристалізації скла під дією високої температури, обумовленої радіоактивним розпадом [3].

Явище розсклування погіршує вихідні властивості продукту, зокрема, зростає швидкість його вилуговування. Однак, осклування вважають найбільш ефективним методом твердіння рідких радіоактивних відходів. Перспективність використання скла в якості іммобілізуючої твердої матриці обумовлена його високою здатністю включати до свого складу елементи незалежно від заряду і розміру їх атомів; стійкістю до радіаційного пошкодження завдяки тому, що їх хаотична структура передбачає більшу кількість атомних переміщень; відносною легкістю і дешевизною виготовлення, оскільки не потребує складного обладнання; відпрацьованістю технології виробництва, лиття, формовки і випалу.

Силікатні стекла й склокристалічні матеріали це найбільш досліджений і розповсюджений клас матеріалів, що застосовується для іммобілізації радіоактивних відходів [4,и5]. Основа силікатних стекол – SiO_2 . Оксиди, здатні знаходитись в склоподібному стані, наприклад, B_2O_3 , P_2O_5 , складають разом з кремнеземом основу складних за складом стекол. Тримірний каркас, хаотично складений з тетраєдрів SiO_4^{4-} структурного елементу кремнезему легко включає у свої порожнини модифікатори. При включенні до скла 10-35 % відходів за масою більшість радіонуклідів розчиняється в його структурі, беручи участь в утворенні решітки або переміщуючись всередині її.

При перевищенні меж розчинності певні елементи будуть утворювати вторинну фазу (дисперсні часточки). Сусідні тетраедри зв'язуються один з одним іонно-

ковалентними зв'язками місткового кисню, інші атоми звичайно зв'язані в решітці зв'язками немісткового кисню. Тип зв'язування атомів відповідальний за складну поведінку скла, яке містить радіоактивні відходи, при його вилуговуванні. Поняття аморфності передбачає відсутність дальнього порядку в розміщенні тетраедра SiO_4 . При охолодженні в процесі виготовлення, властивості аморфної рідини залежать тільки від температури і швидкості охолодження. Швидкістю охолодження визначається «замерзла структура» – чим вища швидкість охолодження, тим вища температура склування. При повторному нагріванні твердої аморфної рідини характер зміни властивостей залежить від швидкості нагріву і від теплової передісторії, тобто від структури, зафіксованої у зразку.

Процес введення відходів у скло полягає в додаванні оксидів, наприклад у вигляді кальцінованого порошку або шламу, до склоутворюючих матеріалів й подальшому плавленні отриманої суміші для утворення гомогенної структури (рис. 2).

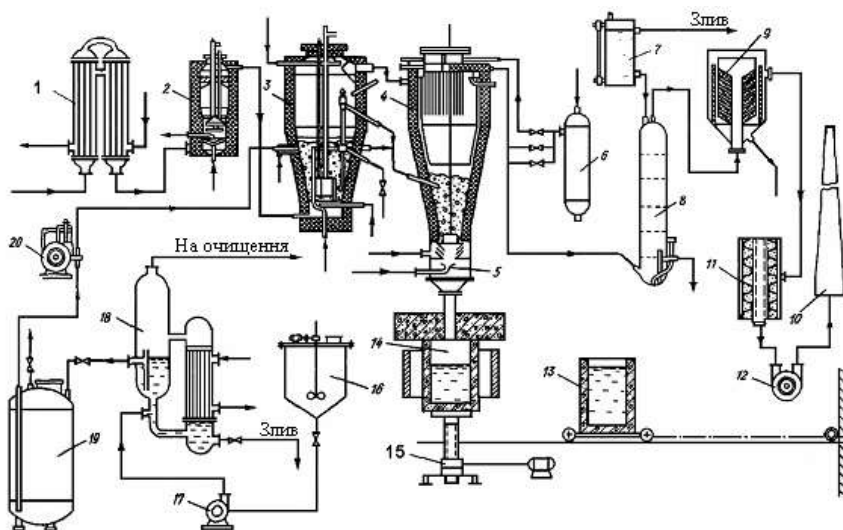


Рисунок 2 – Схема установки для двостадійного процесу склування відходів:

- 1 – трубчатий теплообмінник; 2 – калорифер; 3 – сушка; 4 – фільтр МКФ;
5 – тарільчастий пневможивильник; 6 – ресивер; 7 – бачок; 8 – барботажно-абсорбційна
колона; 9 – фільтр грубого очищення; 10 – димова труба; 11 – фільтр тонкої очистки;
12 – вакуум-насос; 13 – візок з тиглем; 14 – тигель; 15 – підйомник; 16 – монжюс;
17 – насос; 18 – випарний апарат; 19 – ємність упареного розчину; 20 – насос-дозатор [3].*

Найбільш придатними для іммобілізації радіоактивних відходів визнані боросилікатні, фосфатні і борфосфатні стекла

Реальні склади осклованих РАВ залежать від вихідного складу відходів і застосованої технології склування: способу денітрації відходів, застосованого пристрою для їх кальцинування, способу нагрівання, режиму процесів твердіння і т. ін.

При одностадійному процесі операції сушіння, кальцинації і плавлення проводять в одному апараті (рис. 3). Боросилікатні стекла при зберіганні добре зберігають свої вихідні властивості, якщо температура центральної осі блоку не перевищує 500–600°C, тобто не перевищує температуру початку процесу кристалізації.

Для збільшення надійності зберігання твердих склопродуктів високо радіоактивних відходів існують різні методи:

–використання кільцевих контейнерів для зберігання скла або контейнерів з металевими перетинками, що підвищує теплопровідність продукту і знижує температуру в центральній частині контейнера;

–проведення спрямованої кристалізації скла для перетворення його в склокераміку спеціальною термообробкою продукту;

–включення невеликих часточок скла в металічні матриці, наприклад, на основі свинцю.

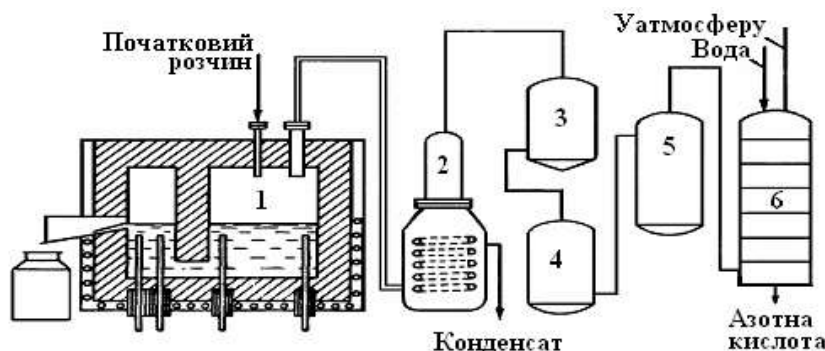


Рисунок 3 – Схема установки для одностадійного осклування відходів:

1 – електричний піч; 2 – барботер-конденсатор; 3 – фільтр грубої очистки; 4 – фільтр тонкої очистки; 5 – колонка з піролюзитом; 6 – абсорбційна колонка.

Переваги склокераміки: одноетапність технологічного режиму приготування. Енергоємність і складність технології кераміки робить її приготування більш дорогим. Однак високий ступінь включення відходів у кераміку, що перевищує його для скла в три рази, залишає питання про економічність всього процесу, включаючи захоронення, відкритим [3].

Скло менш чутливе до змін складу в потоках відходів. Так, боросилікатне скло допускає зміни у вмісті Fe, Al, Mn, Ca та Ni в 2-3 рази без значного зниження вилуговування. Склокерамічна форма відходів є перспективною, оскільки дозволяє знизити температуру твердіння, підвищити гнучкість форми до змін у складі відходів, зберігаючи при цьому високу стійкість. Тільки включення радіоактивних відходів у тверді матриці за умови отримання монолітної структури забезпечує надійний захист навколишнього середовища.

Перевагою кераміки є її термодинамічна стабільність і більш висока гідротермальна і радіаційна стійкість, особливо у відношенні актинідів [6]. Однак, використання кераміки в якості форми відходів обмежується їх складом, наприклад, у відношенні вмісту кремнію внаслідок утворення склофази, і невеликою кількістю кристалічних структур, здатних адаптуватися до композиційних змін.

Не враховуючи те, що кераміка краща за скло у відношенні термічної і механічної стабільності, ці показники для скла достатньо високі, для того щоб воно було придатною формою для безпечного включення радіонуклідів. Для різних радіонуклідів оптимальними є різні форми твердіння. Так, по відношенню до цезію кращими характеристиками характеризується скло з високим вмістом кремнезему, а урану – кераміка. Цементи краще утримують кремній, а склокераміка – кальцій. Склокристалічні матеріали не лише поєднують у собі переваги застосування стекол та кераміки для іммобілізації РАО [7], а і завдяки формуванню наноструктурованої текстури в умовах низькотемпературного синтезу дозволяють знизити температуру твердіння, підвищити гнучкість форми до змін у складі відходів, зберігаючи при цьому високу стійкість. Створення нового типу наноструктурованих самоорганізованих склокристалічних матеріалів дозволить вирішити проблему надійного довготривалого залучення радіоактивних відходів в високоміцні твердотільні матриці, стійкі до дії факторів навколишнього середовища, техногенних факторів та наслідків збройної агресії.

Література

1. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року . Схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 р. № 820-р <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-%D1%80#n8>
2. International atomic energy agency, Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards — Interim Edition, IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3 (Interim), IAEA, 2011, Vienna.

3. Структура та властивості склокристалічних матеріалів : монографія / Л. Л. Брагіна, О. В. Саввова, О. В. Бабіч, Ю. О. Соболев. Харків : ООО «Компанія СМІТ», 2016. С. 253 с.
4. Matrices for radioactive waste immobilization: a review / Ritu Kumari, Pilia Charu Lata Dube // Front. Mater., 2023 – Vol.10. – P. 1236470.
5. Inorganic Waste Forms for Efficient Immobilization of Radionuclides / Bhupendra Kumar Singh, Muhammad Aamir Hafeez, Hyojoo Kim , Seokju Hong // ACS ES&T Engineering, 2021. – Vol. 1, Iss.8. – P. 1149–1170.
6. Ceramic–Metal (Cermet) Composites: A Review of Key Properties and Synthesis Methods Focused on Nuclear Waste Immobilization / Jonathan S. Evarts, Saehwa Chong Jared M. Oshiro Brian J. Riley, R. Matthew Asmussen, John S. McCloy // Ind. Eng. Chem. Res. 2024. – Vol . 63, 14. – P. 6003–6023.
7. Glass-ceramics for nuclear-waste immobilization / John S. McCloy, Ashutosh Goel //MRS Bulletin, 2017. – Vol. 42 , Iss. 3. – P. 233 – 240.

Гордієнко Д. Р., здобувач PhD

Вагін А. В., здобувач PhD

Жаворонков М. А., здобувач PhD

Бєлоконь К. В., канд. техн. наук, доц.

Інженерний навчально-науковий інститут ім. Ю.М. Потебні Запорізького національного університету, м. Запоріжжя, Україна

ОРГАНІЗАЦІЯ МОНІТОРИНГУ ЯКОСТІ ПОВІТРЯ У МІСТІ ЗАПОРІЖЖІ

Антропогенний вплив забруднення атмосфери складає близько 0,5 % від загального забруднення природними явищами, але саме цей тип забруднення має найбільш негативний вплив. За умов довготривалого впливу джерел антропогенного походження особливого значення набувають компоненти довкілля, які мають безпосередній вплив на безпеку життєдіяльності та якості життя як людини так і всіх живих істот.

Викиди шкідливих речовин, що надходять в атмосферу від антропогенних джерел, перемішуються, переміщаються і вимиваються з неї. В повітряному басейні відбуваються фотохімічні процеси, що призводять до появи нових з'єднань, іноді більш шкідливих, ніж вихідні. Адекватний аналіз рівнів забруднення атмосферного повітря неможливий без точного визначення кількості шкідливих домішок, що у ньому присутні. Дані про концентрації забруднюючих речовин у повітрі отримуються на мережі контрольно-вимірних постів, що є частиною державної системи моніторингу довкілля.

В умовах дотримання належної якості повітря великого значення набуває адекватна система моніторингу довкілля, зокрема спостереження за станом атмосферного повітря.

В м. Запоріжжі державний моніторинг якості повітря проводиться Запорізьким центром гідрометеорології (ЗЦГМ) на п'яти стаціонарних постах спостереження за станом забруднення навколишнього природного середовища (ПС) в 3-х районах міста – Дніпровському, Вознесенівському, Олександрівському, з яких 4 поста розташовані на лівому березі Дніпра, з періодичністю відбору проб 5 днів на тиждень, 3-4 рази на добу (рис. 1, табл. 1) [1].

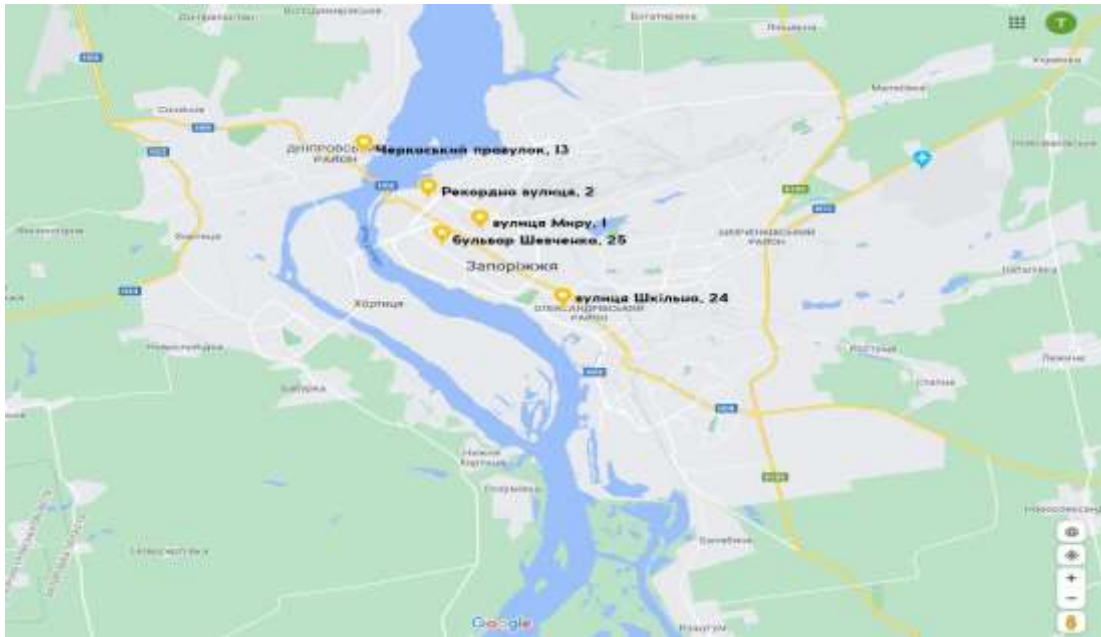


Рисунок 1 – Схема розташування ПС ЗЦГМ м. Запоріжжя

Таблиця 1 – Розташування постів спостереження за забрудненням атмосферного повітря у м. Запоріжжі

№ ПС3	Місце розташування, район	Перелік речовин за якими проводяться спостереження	
		основних	специфічних
№9	Вул. Рекордна, 2 Дніпровський	Пил загальний (завислі речовини), двоокис азоту, оксид вуглецю, двоокис сірки	Сірководень, фтористий водень, розчинні сульфати, важкі метали
№10	Бул. Шевченка, 25, Вознесенівський		Сірководень, фенол
№11	Вул. Миру, 1, Вознесенівський		Оксид азоту, сірководень, фенол, формальдегід, важкі метали, бенз(а)пірен
№12	Вул. Шкільна, 24 а, Олександрівський		Фенол, хлористий водень, важкі метали, бенз(а)пірен
№13	Пров. Черкаський, 13, Дніпровський		Хлористий водень, бенз(а)пірен

Кожний пост працює за програмою, що розроблена спеціально для нього (з урахуванням місця розташування, близькості до джерел викидів, інших чинників) (табл 2). Спостереження виконуються за повною (01, 07, 13 та 19 години) або скороченою програмою (7 та 19 години) протягом всього року, крім вихідних та святкових днів. Відбір проб специфічних речовин відбувається чотири рази на добу, загальнопоширених – переважно двічі на добу.

Таблиця 2 – Програма спостережень на ПС м. Запоріжжя

Номер поста	Місце розташування точки спостережень	Параметри, що контролюються	Од. виміру	Періодичність спостережень
№9	Вул. Рекордна, 2	пил, CO, розчинні сульфати, важкі метали	мг/м ³	2 рази на добу
		SO ₂ , NO ₂ , сірководень, фтористий водень, формальдегід		4 рази на добу
№10	Вул. Шевченка, 25	пил, CO	мг/м ³	2 рази на добу
		SO ₂ , NO ₂ , фенол		3 рази на добу
		сірководень		4 рази на добу
№11	Вул. Миру, 1	пил, CO, важкі метали, бенз(а)пірен	мг/м ³	2 рази на добу
		SO ₂ , NO ₂ , NO _x , сірководень		3 рази на добу
		Фенол, формальдегід		4 рази на добу
№12	Вул. Шкільна, 24 а	пил, CO, SO ₂ , NO ₂ важкі метали, бенз(а)пірен	мг/м ³	2 рази на добу
		Фенол		3 рази на добу
		Хлористий водень		4 рази на добу
№13	Пров. Черкаський, 13	пил, CO SO ₂ , NO ₂ , бенз(а)пірен	мг/м ³	2 рази на добу
		Хлористий водень		4 рази на добу

Оскільки систему спостережень за забрудненням довкілля було сформовано 25-40 років тому то й стан приладів для вимірювань складу атмосфери, за якою на сьогодні проводяться спостереження, відповідає науково-технічному рівню 70-х років минулого століття. Відтак її технічні можливості є обмеженими, а сама система потребує здійснення негайної модернізації та заміни приладів для вимірювання. Наявна мережа спостережень ні за своїм складом, ні за переліком параметрів, що вимірюються, ні за технічним оснащенням не відповідає сучасному рівню, зокрема, вимогам Директиви № 2008/50/ЄС стосовно проведення моніторингу якості атмосферного повітря та Директиви № 2004/107/ЄС щодо концентрацій миш'яку, кадмію, ртуті, нікелю і поліциклічних ароматичних вуглеводнів в атмосферному повітрі.

Оцінка стану забруднення повітря здійснюється за показниками середньомісячних концентрацій у кратності перевищень встановлених середньодобових граничнодопустимих концентрацій (ГДК) по пріоритетним забруднюючим речовинам. Пріоритетними речовинами є ті, вклад яких у баланс забруднення повітря міста є найбільшим. Саме за пріоритетними речовинами здійснюються спостереження на стаціонарних постах гідрометеологічної служби.

З 2020 року в Запорізькій області функціонує мобільна лабораторія моніторингу довкілля. Рішеннями Запорізької обласної ради від 08.06.2017 № 85 та міської ради від 25.05.2016 №46 ухвалені Програми відновлення функціонування у м. Запоріжжі пересувної лабораторії моніторингу довкілля Державної установи «Запорізький обласний центр контролю та профілактики хвороб МОЗ України». Сучасне обладнання та аналітично-вимірвальні прилади, якими оснащена мобільна лабораторія, автоматизований відбір проб дозволяють проводити значно більшу кількість спостережень, що дає більш повну картину щодо забруднення повітря у місті, особливо у районах, де відсутні спостереження гідрометеорології.

Переваги використання пересувної лабораторії моніторингу довкілля: оперативність виїзду і довільний вибір місць відбору; можливість виявлення джерел забруднення довкілля і дольового розподілу вкладів речовин в забруднення; розрахунок збитку, у тому числі збитку здоров'ю населення, що проживає на забрудненій території, і відповідно, звернення в судові інстанції про відшкодування цього збитку; отримання об'єктивної і достовірної інформації про стан довкілля у будь-якій точці області; отримані дані можуть бути використані для встановлення значень фонових концентрацій для територій; можливість багатofакторного експрес-моніторингу якості довкілля (атмосферного повітря, води водойм, ґрунту, радіаційної обстановки, фізичних чинників (шуму, електромагнітних полів) та ін.); можливість онлайн інформування, у т.ч. громадськості, про якість довкілля на будь-яких територіях області і попередження про підвищення рівня забруднення.

Отже, на стаціонарних постах м. Запоріжжя ведуться спостереження за обмеженою кількістю найбільш поширених речовин, що унеможливує проведення якісного аналізу рівня забруднення повітря у місті Запоріжжі. При аналізі екологічної ситуації міста не враховується комбінована та сумісна дія речовин у складних сумішах, якщо їх концентрація в повітрі нижча за поріг виявлення (часто на рівні до 0,8 ГДК), тобто в дійсності, полютанти, які присутні в повітрі на рівні 80 % допустимого вмісту, залишаються поза увагою, хоча багато з них виявляють специфічні властивості, зокрема, канцерогенні, алергенні та ін. Таким чином, дія на організм людини хімічних речовин, які надходять до атмосфери, в стандартних показниках не враховується, що не дозволяє точно оцінити небезпеку атмосферного забруднення для здоров'я людини, об'єктивно проаналізувати взаємозв'язки між рівнем токсичної дії окремих компонентів забруднювачів атмосферного повітря та загальним станом здоров'я населення.

Література

1. Пірогова І. М., Белоконь К. В., Єрмоєнко В., Олійник О. Визначення рівня забруднення атмосфери м. Запоріжжя на основі індексу забруднення атмосфери. Міжнародна науково-практична конференція «Біоекономіка як ключовий фактор розвитку виробництва та екологізації промислового регіону» Запоріжжя: ІННІ ЗНУ, 2020. С. 392-395.

Горишнякова Я. В., аспірант

Аніщенко Л. Я., д-р техн. наук, доц.;

Пісня Л. А., канд. техн. наук

Маркіна Н. К., зав. лаб.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОСОБЛИВОСТІ ЕКСПЕРТНО-АНАЛІТИЧНОГО ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОГО ВИДОБУВАННЯ РОЗСИПІВ ТИТАНУ НА ПРИКЛАДІ МЕЖИРІЧНОГО РОДОВИЩА

При відкритому (кар'єному) способі відпрацювання родовищ титанових розсіпів відбувається порушення певних зв'язків між компонентами природного середовища, що в комплексі з наслідками інтенсивної гірничодобувної діяльності призводить до утворення територій значного техногенного навантаження. Для зниження техногенного пресингу на довкілля та для підтримки екологічно прийнятних умов, важливе значення має вибір технології видобування титанової руди та обґрунтування ефективності природоохоронних заходів.

При цьому постає необхідність проведення контролю за станом компонентів довкілля, які зазнають впливу, щоб на базі аналізу їх поточного стану оцінити надійність прийнятих в проєкті та реалізованих природоохоронних рішень [1].

Метою даної статті є висвітлення особливостей визначення та аналіз результатів виконаної комплексної експертно-аналітичної оцінки екологічно безпечного видобування титану із розсіпів для вдосконалення дієвості заходів природоохоронної діяльності з метою охорони уразливих компонентів природного середовища.

Виявлення найбільш уразливих компонентів довкілля, проводилося на основі прогнозованого впливу з використанням розробленої авторами **ієрархічної структури комплексної оцінки екологічної безпеки видобування титану** на етапі організації післяпроектного моніторингу (ППМ) планованої діяльності на прикладі Межирічного родовища (рис. 1) [2]. При цьому визначався вклад кожного з елементів ієрархії у забезпечення можливості регулювання безпеки впливу та в формування умов накопичення ризиків небезпеки впливу.

Експертно-аналітичні дослідження були виконані з використанням розробленої в УКРНДІЕП сертифікованої комп'ютерної програми «PROGRAM OF ANALYTICAL SYSTEM OF STRATEGIC ENVIRONMENTAL ASSESSMENT. ANALYTIC HIERARCHY/NETWORK PROCESS» [3], що реалізує метод аналізу ієрархій (МАІ) Томаса Саати адаптованого для вирішення завдань екологічної безпеки. Всі отримані результати відповідають вимогам узгодженості думок експертів як для локальних оцінок, так і для всієї ієрархії відповідно до ідеології МАІ.

При плануванні післяпроектного моніторингу були проаналізовані наступні фактори (наведені в послідовності підпорядкування рівнів ієрархії) (рис. 1) [4].

Рівень 1. *Геологічні характеристики родовища (ГеоХ):* геоморфологічні, гідрогеологічні, геохімічні, геотермічні, інженерно-геологічні, мінералогічні, геофізичні.

Рівень 2. *Складові планованої діяльності (ВД):* видобуток, переробка, первинне та вторинне збагачення, автотранспортування за межі кар'єру, перевантаження та транспортування споживачам.

Рівень 3. *Кластери прямих та опосередкованих наслідків впливів (Н):* прямі та опосередковані наслідки впливу

Рівень 4. *Основні наслідки впливів (НВ):* зміна ландшафту, руйнування ґрунтового покриву, знищення рослинності, деформація Земної кори, хімічне забруднення території, порушення водного режиму території (осушення/підтоплення/заболочення/спустелення), ризик підвищення захворюваності населення, втрати у біорізноманітті.

Рівень 5. *Основні критерії забезпечення безпеки складових довкілля (К):* повітря, ґрунти, вода, біота.

Рівень 6. *Узагальнена характеристика факторів та умов управління екологічною безпекою впливу (ХПВ):* кількісна та якісна характеристика впливу, умови накопичення ризиків небезпечного впливу, можливість регулювання безпеки впливу.

Рівень 7. *Адміністративний рівень управління, контролю та ресурсно-фінансового забезпечення реалізації заходів екологічної безпеки (ЗРЗ):* загальнодержавні заходи, регіональні заходи, місцеві та об'єктові заходи.

Рівень 8. *Узагальнені кластери планованих заходів забезпечення екологічної безпеки (ЗБ):* моніторинг, контроль, прогнозування, моделювання; найкращі доступні технології, інженерні заходи захисту, біозахист та відновлення біоти, криза-менеджмент території об'єкта, безпека транспортування в межах об'єкта, безпека перевезень та якість доріг поза об'єктом, екологічні інвестиції, екологічне страхування.



Рисунок 1 – Ієрархія комплексного експертно-аналітичного оцінювання екологічної безпеки видобування титану на етапі ППМ планованої діяльності (Межирічне родовище) з результатами узагальнених оцінок отриманих застосуванням методу аналізу ієрархій [3]

На Рівні 1 порівнювалися критерії **ГеоХ1, ГеоХ2, ГеоХ3, ГеоХ4, ГеоХ5, ГеоХ6, ГеоХ7** та визначалося, який з критеріїв буде більш значущим та впливовим у порівнянні з кожним іншим стосовно вкладу планованої діяльності на стан екологічної безпеки.

На Рівні 2 порівнювалися критерії **ВД1, ВД2, ВД3, ВД4, ВД5, ВД6** та визначалося, який з видів планованої діяльності (видобувної діяльності) буде мати більш суттєвий вплив на екологічний стан з точки зору елемента.

На Рівні 3 порівнювалися критерії **Н1, Н2** та визначалося, який із наслідків впливу (прямий або опосередкований) буде більш вагомим для екологічної безпеки з точки зору елемента верхнього рівня.

На Рівні 4 порівнювалися критерії **НВ1, НВ2, НВ3, НВ4, НВ5, НВ6, НВ7, НВ8** та визначалося, які із наслідків впливів в рамках відповідного кластеру (**Н1, Н2**) матиме суттєвіше значення, у порівнянні з іншими, з точки зору екологічної безпеки планованої діяльності.

На Рівні 5 порівнювалися критерії **К1, К2, К3, К4** та визначалося, яка зі складових навколишнього природного середовища зазнає та може зазнати більш суттєвих змін від кожного з наслідків (**НВ1, НВ2, НВ3, НВ4, НВ5, НВ6, НВ7, НВ8**).

На Рівні 6 порівнювалися критерії **ХПВ1, ХПВ2, ХПВ3, ХПВ4** та визначалося значущість кожної з характеристик параметрів впливу для **К1, К2, К3, К4**.

На Рівні 7 порівнювалися критерії **ЗРЗ1, ЗРЗ2, ЗРЗ3** та визначалося, наскільки рівень реалізації заходів, з точки зору характеристики впливу (**ХПВ**) є більш дієвим щодо зменшення наслідків впливу планованої діяльності.

На Рівні 8 порівнювалися критерії **ЗБ1, ЗБ2, ЗБ3, ЗБ4, ЗБ5, ЗБ6, ЗБ7, ЗБ8, ЗБ9** та визначалося, який із кластерів заходів безпеки для кожного рівня реалізації (**ЗРЗ1, ЗРЗ2, ЗРЗ3**) є більш суттєвим, впливовим та дієвим у порівнянні з іншими.

В результаті розробленої ієрархії, що системно показує залежності між комплексними критеріями геологічних характеристик родовища, критеріями планованої діяльності, показниками та наслідками впливу на складові стану навколишнього природного середовища в попередніх дослідженнях [1-2, 4], вже була обґрунтована та розроблена програма проведення комплексного післяпроектного моніторингу. А також виконана його реалізація та висвітлені результати в [5].

Отримані експертні результати оцінки цього дослідження не суперечать попереднім, що свідчить про відповідність фактичних даних моніторингових досліджень попередньо прогнозованим показникам проекту. Це доводить достатню екологічну ефективність попередньо прийнятих в проєкті планованої діяльності та

реалізованих МГКЗ природоохоронних рішень і безпечну заплановану господарську діяльність у період до російської військової агресії.

Важливо зауважити, що постійні виклики, загрози та наслідки російської військової агресії наклали на експертів додаткові вимоги, щодо переосмислення у перерозподіл пріоритетів під час оцінювання узагальнених кластерів планованих заходів забезпечення екологічної безпеки (ЗБ) останнього Рівня 8, особливо щодо внеску: ЗБ3 – Інженерні заходи захисту (17,22%), ЗБ8 - Екологічні інвестиції (17,03%), ЗБ1 - Моніторинг, контроль, прогнозування, моделювання (16,37%); ЗБ2 - Найкращі доступні технології (14,04%), ЗБ5 - Криза-менеджемент території об'єкта (12,9%), ЗБ9 - Екологічне страхування (9,78%), ЗБ4 - Біозахист та відновлення біоти (4,78%), ЗБ7 - безпека перевезень та якість доріг поза об'єктом (4,2%), ЗБ6 - Безпека транспортування в межах об'єкта (3,68%).

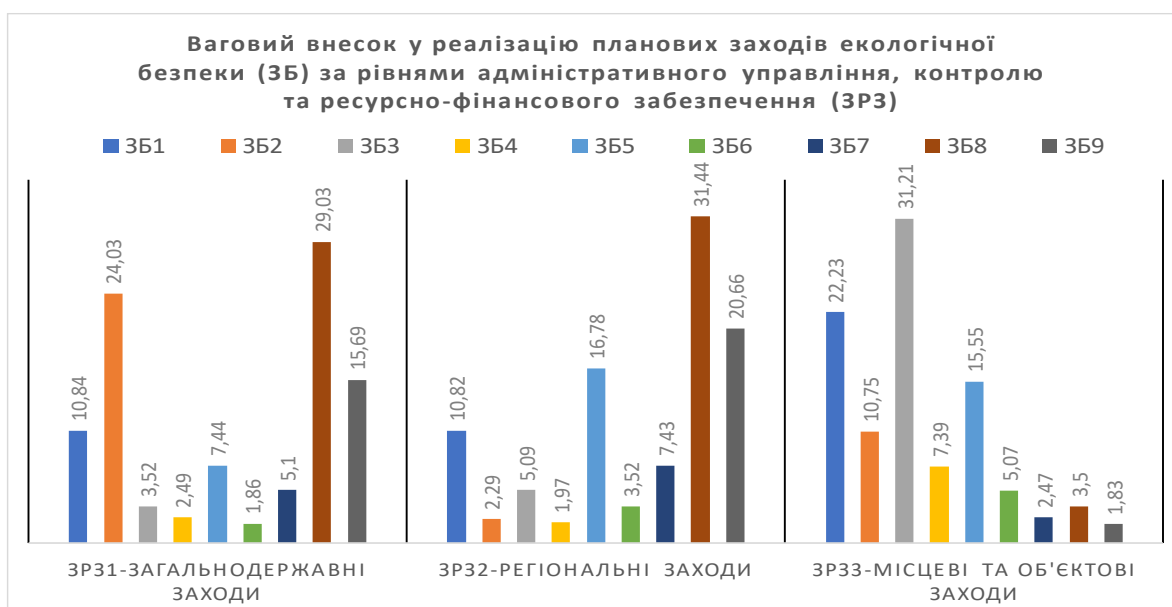


Рисунок 2 - Внески у реалізацію планових заходів екологічної безпеки (ЗБ) за рівнями адміністративного управління, контролю та ресурсно-фінансового забезпечення (ЗРЗ)

Цікавими є і отримані значення вагових внесків у реалізацію планових заходів екологічної безпеки (ЗБ) за рівнями адміністративного управління, контролю та ресурсно-фінансового забезпечення (ЗРЗ): загальнодержавні заходи, регіональні заходи, місцеві та об'єктові заходи (рис.2) для дієвого впровадження в плановану діяльність у період воєнного стану та умовах російської військової агресії.

Особливої уваги заслуговують отримані експертні оцінки для узагальнених характеристик факторів та умов управління екологічною безпекою впливу (ХПВ), щодо їх внесків в забезпечення безпеки складових довілля (К) у сучасних умовах

планованої діяльності з ризиками створеними наслідками російської військової агресії (рис. 3).

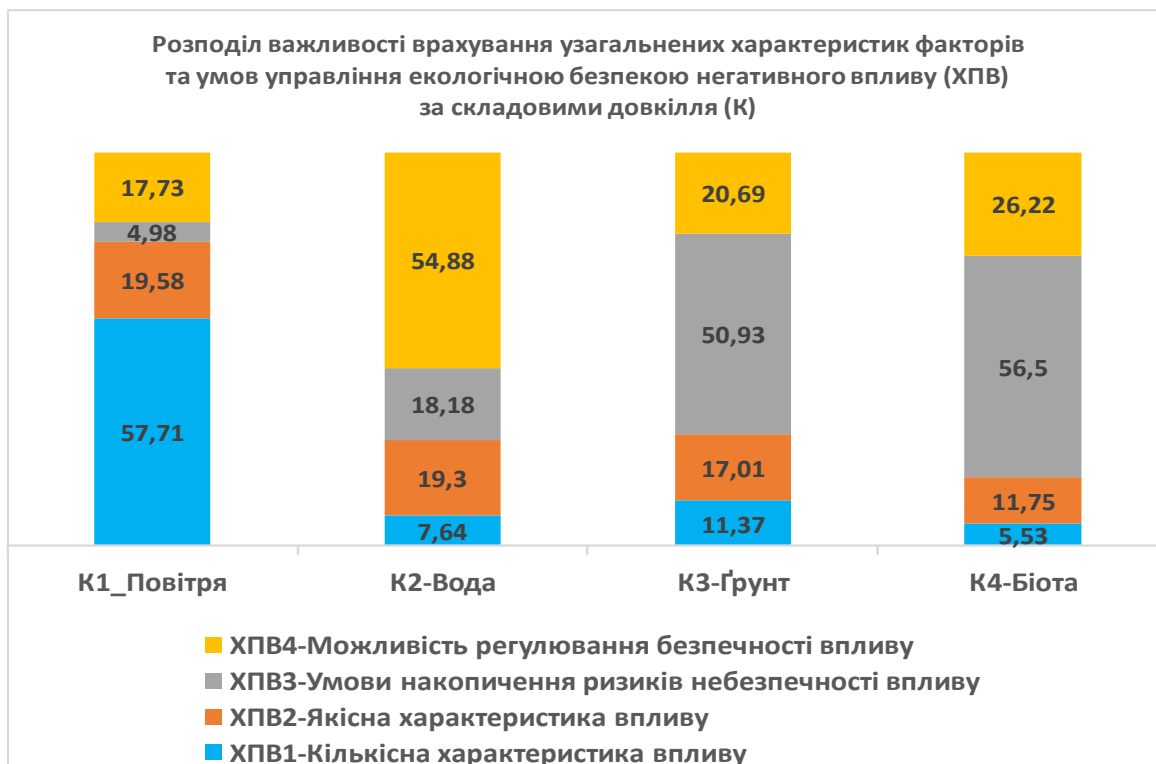


Рисунок 3 – Результати локальних значень ХПВ для кожного з К

Таким чином, виконання комплексної експертно-аналітичної оцінки надало можливість системно визначити вклад кожного з елементів ієрархії у забезпечення екологічно безпечного видобування титану із розсипів на етапі ППМ планованої діяльності. Це, в свою чергу, дозволить в подальшому підвищити ефективність рекультивації території родовища після закінчення видобувних робіт та вдосконалити дієвість заходів природоохоронної діяльності в умовах воєнного стану.

Література

1. Аніщенко Л.Я., Горишнякова Я.В. Особливості визначення критеріїв необхідності проведення післяпроектного моніторингу планованої діяльності // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XIX Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14-15 вересня 2022 р.). С. 12 – 14.
2. Аніщенко Л.В., Горишнякова Я.В. Комплексна оцінка екологічної безпеки видобування титану відкритим способом на етапі післяпроектного моніторингу//

Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: матеріали XIX Міжнар. наук.-практ. конф. м.Харків, 14-15 верес. 2023 р. Харків, 2023. С. 22 – 27.

3. Комп'ютерна програма «PROGRAM OF ANALYTICAL SYSTEM OF STRATEGIC ENVIRONMENTAL ASSESSMENT. ANALYTIC HIERARCHY/NETWORK PROCESS» / Л.А. Пісня, Л.Я. Аніщенко, Б.С. Сverdлов, С.Б. Сverdлов. - Номер свідоцтва про реєстрацію авторського права на твір: 121616, Дата реєстрації авторського права: 06.12.2023, Об'єкт авторського права, до якого належить твір: 16. Комп'ютерні програми, Дата публікації: 29.12.2023, Номер бюлетеня: 78. <https://ukrpatent.org/uk/articles/bulletin-copyright>.

4. Горишнякова Я.В. Визначення критеріїв комплексної оцінки екологічної безпеки відкритого видобування титанової руди при плануванні післяпроектного моніторингу в складі ОВД // *Problems of Emergency Situations*: матеріали Міжнар. наук.-практич. конф. м. Харків, НУЦЗУ, 16 травн. 2024 р. Харків, 2024. С. 292-293.

5. Маркіна Н.К., Горишнякова Я.В. Наукове обґрунтування та практична реалізація післяпроектного моніторингу на території відкритого видобування розсипних титанових руд // *Problems of Emergency Situations*: матеріали Міжнар. наук.-практич. конф. м. Харків, НУЦЗУ, 19 травн. 2023 р. Харків, 2023. С. 192 – 193.

Дмитриєва О. О., д-р. економ наук, ст. наук. співр.;

Варламов Є. М., канд. техн. наук, ст. наук. співр.;

Квасов В. А., канд. техн. наук, ст. наук. співр.;

Палагута О. А., канд. техн. наук.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м Харків, Україна

НЕОБХІДНІСТЬ ПОСИЛЕННЯ УВАГИ ЩОДО ЗМЕНШЕННЯ ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ ВИКИДІВ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН ПРИ ТЕХНОГЕННИХ АВАРІЯХ

Україна за ступенем насиченості території промисловими об'єктами перевищує розвинені європейські держави. Значну частину з них становлять потенційно небезпечні підприємства, які пов'язані з виробництвом, переробкою та зберіганням хімічних сильнодіючих, отруйних, вибухонебезпечних і пожежонебезпечних речовин.

На сьогоднішній день Державний реєстр потенційно небезпечних об'єктів містить докладні відомості про понад 23 тис. об'єктів [1], до числа яких входять промислові підприємства, шахти, кар'єри, магістральні газо-, нафто- і продуктопроводи, гідротехнічні споруди, вузлові залізничні станції, мости, тунелі, накопичувачі та полігони промислових відходів, місця збереження небезпечних речовин і інші. Найбільша їх кількість розташована на території Донецької, Дніпропетровської, Запорізької, Харківської та Львівської областей. В основному, це – пожежонебезпечні (41%), вибухонебезпечні (37%), хімічно небезпечні (7,9%), радіаційно небезпечні (2,1%), гідродинамічно небезпечні (1,85%) та біологічно небезпечні (1,8%) об'єкти [1, 2]. За даними Державної служби України з надзвичайних ситуацій до 2014 року, тобто до початку агресії РФ, до державного реєстру об'єктів підвищеної небезпеки було внесено 9382 об'єкта.

На сьогоднішній день дуже важливо визначити упорядкування поведінки з небезпечними речовинами під час техногенних аварій, що особливо актуально в умовах бойових дій, що здійснює РФ на території України.

Криза в економіці, яка супроводжується збільшенням частки застарілих технологій і обладнання, низьким рівнем модернізації та оновлення виробництва підвищує ризик виникнення техногенних аварій. Висока концентрація населення та промислового виробництва сприяли негативному впливу на стан навколишнього

природного середовища.

Ризик виникнення техногенних аварій та надзвичайних ситуацій техногенного характеру значною мірою визначається станом об'єктів підвищеної небезпеки, що особливо важливо в умовах бойових дій [3].

Аварія – це небезпечна подія техногенного характеру, що спричинила ураження, травмування населення або створює на окремій території чи території суб'єкта господарювання загрозу життю або здоров'ю населення та призводить до руйнування будівель, споруд, обладнання і транспортних засобів, порушення виробничого або транспортного процесу чи спричиняє наднормативні, аварійні викиди забруднюючих речовин та інший шкідливий вплив на навколишнє природне середовище.

Надзвичайна ситуація техногенного характеру [4] – це порушення нормальних умов життя та діяльності людей на окремій території чи об'єктів на ній або на водному об'єкті унаслідок транспортної аварії (катастрофи), пожежі, вибуху, аварії з викиданням (загрозою викидання) хімічних, радіоактивних і біологічно небезпечних речовин, раптового руйнування споруд; аварії в електроенергетичних системах, системах життєзабезпечення, системах телекомунікацій, на очисних спорудах, у системах нафтогазового промислового комплексу, гідродинамічних аварій тощо, що завдає значного негативного впливу на навколишнє середовище та може створити виникнення надзвичайних екологічних ситуацій.

Основними причинами виникнення техногенних аварій є:

помилки допущені на стадії розробки та проєктування об'єктів;

низька якість реалізації виробничих технологій і матеріалів;

порушення правил техніки безпеки при експлуатації технічних систем, виконанні поточних робіт тощо;

старіння і корозія матеріалів, конструкцій і споруд, зниження їх фізико-хімічних якостей під впливом зовнішніх факторів;

можливі диверсії та терористичні акти;

бойові дії тощо.

Вплив таких аварій деколи переходить кордони держав і охоплює цілі регіони. Несприятлива екологічна обстановка, викликана такими аваріями, може зберігатися від декількох днів до багатьох років. Ліквідація наслідків таких аварій потребує великих коштів та залучення багатьох спеціалістів.

Надзвичайні ситуації техногенного характеру виникають в основному на потенційно техногенно небезпечних об'єктах та є загрозою виникнення надзвичайних

екологічних ситуацій.

Надзвичайні ситуації техногенного характеру є результатом дії, як правило, чотирьох груп негативних чинників:

- перша група чинників закладається на стадії проектування об'єктів, машин, технологій складних технічних систем та іншого. До цієї групи відносяться грубі прорахунки в проектуванні, прорахунки на стадії випробувань та інше;
- друга група чинників з'являється в ході будівництва. До неї відносяться серйозні порушення будівельних норм і правил, порушення правил установки устаткування, поточних ліній, вузлів, шляхів та інше;
- третя група чинників пов'язана з безграмотною експлуатацією складних технічних систем. До цієї групи відносяться грубі порушення технології виробництва, серйозні порушення вимог техніки безпеки, відсутність відповідного контролю за станом устаткування та інженерних будівель, допуск до експлуатації складних технічних систем недостатньо підготовлений персонал та інше;
- четверту групу чинників складають зовнішні надзвичайні події, такі як вибухи на сусідніх об'єктах, що приводять до радіоактивного, хімічного забруднення або виникнення ударної хвилі; стихійні лиха; застосування засобів ураження в умовах війни та інше.

За останні роки в Україні щороку виникає до 300 надзвичайних ситуацій техногенного характеру різного рівня.

На разі на всій території України є надзвичайна ситуація воєнного характеру, це один із самих суттєвих факторів впливу на життєве важливі природні об'єкти, зокрема поверхневі водні об'єкти, земельні ресурси, особливо сільськогосподарського призначення, ліси.

Авторами було розглянуто різні типи техногенних аварій та факторів їх негативного впливу на здоров'я людей та на довкілля, зокрема проведено аналіз об'єктів господарювання, що відносяться до хімічно небезпечних об'єктів та на яких знаходяться в обігу аварійно хімічні небезпечні речовини. Детально розглянуто такі типи аварій:

- аварії з викиданням (загрозою викидання) небезпечних хімічних речовин на різних об'єктах;
- аварії, що супроводжуються пожежами та вибухами;
- аварії на транспорті;
- аварії з викиданням (загрозою викидання) радіоактивних речовин;
- аварії в електроенергетичних системах;

- аварії в системах життєзабезпечення;
- аварії на очисних спорудах;
- аварії у системах нафтогазового промислового комплексу та ін.

Для будь якої техногенної аварії характерні стадії виникнення, розвитку і спаду небезпеки. На хімічному небезпечному об'єкті в розпалі аварії можуть діяти декілька факторів ураження: пожежа, вибухи, хімічне забруднення зони аварії, а за її межами – забруднення складових довкілля [5].

Під час техногенної аварії до складових довкілля надходять аварійно небезпечні хімічні речовини та продукти їх трансформації, утворюючи зону зараження, яка може досягати значних площ і викликати ураження місцевого населення, що може привести до виникнення надзвичайних екологічних ситуацій. Зона зараження аварійно небезпечними хімічними речовинами – це територія, що заражена одним або декількома аварійно небезпечними хімічними речовинами та продуктами їх розкладу в небезпечних для життя людей та складових довкілля межах (концентраціях). Згідно з розмірами та заподіяною шкодою розрізняють легкі, середні, тяжкі і особливо тяжкі техногенні аварії. Особливо тяжкі аварії призводять до великих руйнувань та супроводжуються значними жертвами.

У більшості випадків техногенних аварій значна частина аварійно хімічних небезпечних речовин надходить у вигляді газу, пари або аерозолу в атмосферу. Хмара газу (пари, аерозолу) аварійно хімічних небезпечних речовин, що утворилася в момент перших 3 хвилин, називається первинною хмарою зараженого повітря і, за сприятливих умов, може розповсюджуватися на значній площі, викликаючи забруднення не тільки атмосферного повітря, але й водного середовища (поверхневих та підземних вод) та ґрунтового покриву. Решта аварійно хімічних небезпечних речовин (особливо з температурою кипіння вище 20°C) з огляду на місце техногенної аварії може потрапляти на елементи інфраструктури, верхній шар ґрунтового покриву, водне середовище і також поступово частково випаровується. Пара (гази, аерозолі) надходять в атмосферу та утворюють вторинну хмару зараженого повітря, яка поширюється на меншу площу

Авторами була визначена загальна характеристика властивостей аварійно небезпечних хімічних речовин та їх впливу на довкілля, виходячи з основних положень Закону України «Про забезпечення хімічної безпеки та управління хімічною продукцією» [6] з урахуванням Узгодженої на глобальному рівні системи класифікації безпеки та маркування хімічної продукції та загального документу ЄС, який впроваджує систему класифікації безпеки та маркування хімічних речовин і сумішей

– Регламенту (ЄС) № 1272/2008 Європейського парламенту і Ради від 16 грудня 2008 року [7] щодо класифікації, маркування та пакування хімічних речовин і сумішей, який вносить зміни до Регламенту (ЄС) № 1907/2006 REACH [8], загальнонаукових підходів до властивостей обґрунтованих аварійно небезпечних хімічних речовин.

Враховуючи вище викладене та з метою визначення й прийняття відповідних заходів для забезпечення захисту здоров'я людини та довкілля, за завданням Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України, фахівцями Науково-дослідної установи «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» за участю авторів статті розробляється проєкт документу «Порядок поводження з небезпечними речовинами і речовинами, що становлять загрозу у випадках техногенних аварій в Україні». Цей Порядок має бути затверджено та впроваджено Міністерством захисту довкілля та природних ресурсів України, для використання відповідними підрозділами міністерства та іншими органами центральної і місцевої виконавчої влади та самоврядування для упередження виникнення та під час виникнення надзвичайних екологічних ситуацій в Україні в наслідок техногенних аварій для забезпечення захисту здоров'я людини та довкілля.

Література

1. Техногенні небезпеки та їхні наслідки. Типологія аварій на потенційно небезпечних об'єктах [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://zp.edu.ua/sites/default/files/konf/tema_4_konspektu_lekciy_zmistovogo_modulyu_no1_bzhd_proyekt_petryshchev.pdf
2. Левчук К. О. Цивільний захист: навчальний посібник / К. О. Левчук, Р. Я. Романюк, А. О. Толок – Дніпродзержинськ : ДДТУ, 2016 р. – 325 с.
3. Техногенні небезпеки та їх наслідки [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://knmau.com.ua/wp-content/uploads/1-bak.-F-no-Nar.instr.-Ork.instr.12-grupi-Opernij-spiv-Operno-simf.dir.-BZHD-Snizhko-TEMA-3.pdf>
4. Наказ Міністерства внутрішніх справ України «Про затвердження Класифікаційних ознак надзвичайних ситуацій» від 06.08.2018 р. № 658 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0969-18>.
5. Рішення Ради національної безпеки і оборони України «Про заходи щодо підвищення рівня хімічної безпеки на території України» від 19 березня 2021 року [Електронний ресурс]. – Режим доступу - <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/n0014525-21#Text>
6. Закон України «Про забезпечення хімічної безпеки та управління хімічною

продукцією» від 01.12.2022 року № 2804-IX [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2804-20#Text>

7. РЕГЛАМЕНТ ЄВРОПЕЙСЬКОГО ПАРЛАМЕНТУ І РАДИ (ЄС) № 1272/2008 від 16 грудня 2008 року про класифікацію, маркування та пакування речовин і сумішей, про внесення змін та про скасування Директив 67/548/ЄЕС та 1999/45/ЄС та про внесення змін до Регламенту (ЄС)№ 1907/2006 [Електронний ресурс]. – Режим доступу - https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/984_025-08#Text

8. Регламент REACH (Registration, Evaluation, Authorisation and restriction of CHemicals – Реєстрація, Оцінка, Дозвіл і обмеження Хімічних речовин) № 1907/2006 від 18 грудня 2006 року [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.reach.ck.ua/ec-regulations/reach-regulation.html>.

Дмитриєва О. О., д-р. економ наук, ст. наук. співр.;

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.;

Кордоба І. В.,

Воробйов М. М.

Лисов Б. В

Мовчан Ю. О

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна.

ВПРОВАДЖЕННЯ ФЛОТАЦІЙНОЇ ТЕХНОЛОГІЇ ДОЗБАГАЧЕННЯ ЗАЛІЗНИХ РУД В УКРАЇНІ

Метою Програми розвитку мінерально-сировинної бази України до 2030 р. є «задоволення потреб національної економіки у мінеральній сировині за рахунок власного видобутку, зменшення залежності України від імпорту мінеральної сировини та збільшення експортного потенціалу країни за рахунок власного видобутку корисних копалин, що мають великий попит на світовому ринку» [1].

Навантаження на навколишнє середовище при впровадженні флотаційного дозбагачування залізних руд методом зворотної флотації як на окремих ГЗК, так і для залізорудних регіонів в цілому, при неконтрольованому і некерованому його розвитку, може призвести до ускладнення умов життєдіяльності людини. Тому на діючих підприємствах та при будівництві нових ГЗК необхідне впровадження інноваційних технологій, розробка програм розвитку залізорудних районів, які забезпечать дотримання стандартів екологічної безпеки виробництва.

Зміщення пріоритетів України в напрямку «екологічної економіки» коли природоохоронна діяльність повноправно залучена до виробничо-фінансових систем суб'єктів господарювання і забезпечує відновлення порушених техногенним впливом екосистем, зумовило необхідність забезпечення екологічної орієнтації в галузі інвестування видобутку і збагачення залізних руд. Тому постає актуальне науково-практичне завдання розробки методу обґрунтування екологічно безпечного природокористування гірничо-збагачувальних комбінатів, що використовують флотаційні технології, як систематизовану сукупність дій, яка забезпечує додержання чинних природоохоронних нормативів.

Фахівцями УКРНДІЕП накопичений досвід роботи по виявленню впливу на довкілля впровадження сучасних технологій дозбагачення залізородного концентрату за допомогою флотореагентів [2], [3], [4].

Зворотна катіонна флотація у порівнянні з іншими способами флотації залізних руд (прямої флотації, зворотної аніонної флотації) характеризується високою селективністю і швидкістю флотації, меншою чутливістю до солей жорсткості [5].

Основним компонентом процесу флотаційного збагачення є органічна поверхнево активна речовина - флотореагент, яка вводиться у флотаційний процес для селекції мінералів заліза та мінералів порожньої породи.

Для покращення показників флотації у технологічному процесі додатково можуть бути використані різні види модифікаторів та піноутворювачів, а для пришвидшення процесу згущення та відстоювання пульпи наприкінці можуть додаватися флокулянти.

Необхідність використання різноманітних модифікаторів, піноутворювачів та флокулянтів на конкретному ГЗК залежить від хімічного складу концентрату після магнітної сепарації, виду флотореагенту та складу технічної води у його водогосподарській системі (ВГС). Ця необхідність, види та кількісні показники використання модифікаторів, піноутворювачів та флокулянтів для конкретного ГЗК визначаються при проведенні натурних досліджень на дослідно-промисловій установці. Дослідження здійснюються за участю залізородного концентрату після магнітного дозбагачення і флотореагенту у обсягах, які відповідають концентраціям технологічного процесу.

При розробці методу обґрунтування екологічно безпечного природокористування гірничо-збагачувальних комбінатів, що використовують флотаційні технології, робота звичайно складається з наступних кроків.

На першому етапі необхідно оцінити сучасний стан складових довкілля регіону розташування виробничого майданчика з використанням: дозвільних документів щодо природокористування підприємства - документів, в яких обґрунтовуються обсяги викидів в атмосферне повітря, спецводокористування, паспорти відходів, іншої екологічної документації, а також фондової та відомчої інформації в частині стану природних складових довкілля включно еколого-соціальної.

Далі для кожного конкретного гірничо-збагачувального підприємства розробляється екологічний супровід схеми технологічних ланцюгів процесу збагачування, які відображають весь технологічний цикл. Складається детальний опис технології збагачення, матеріальні баланси для всіх речовин. На складену схему

наносяться екологічні складові – проводиться вибір та відображення на технологічній схемі точок, в яких повинні визначатись параметри речовин, що проходять через точки, визначаються параметри роботи технологічного обладнання, яке може впливати на навколишнє середовище.

Паралельно визначаються характеристики властивостей та поведінки речовин, які повинні використовуватись в технологічному процесі (флотореагентів, модифікаторів, піноутворювачів, флокулянтів, інших) шляхом експериментальних (лабораторних та напівпромислових) досліджень (фізико-хімічних, мікробіологічних, токсикологічних); з визначенням можливого впливу речовин, обраних для флотаційного доведення концентрату, на стан окремих складових навколишнього природного середовища (атмосфери, води, ґрунтів).

На підставі аналізу проведених досліджень розробляються прогнози вмісту флотореагенту та інших речовин, які використовуватимуться при флотаційному збагачуванні, у водогосподарській системі, атмосферному повітрі та ґрунтах, включно аварійні ситуації.

Виходячи з результатів досліджень і отриманих прогнозів проводиться вибір оптимальних варіантів заходів, в напрямку забезпечення екологічної безпеки впровадження флотаційного доведення магнетитового залізородного концентрату.

Важливим етапом запропонованого методу обґрунтування екологічно безпечного природокористування гірничо-збагачувальних комбінатів, що використовують флотаційні технології, є розроблення ОВНС (якщо робота виконується при проектуванні об'єкту) та ОВД, які включатимуть результати усіх етапів вище перелічених досліджень.

Література

1. Закон України «Про затвердження Загальнодержавної програми розвитку мінерально-сировинної бази України на період до 2030 року» [Текст]: офіц. текст: за станом на 21 квітня 2011 р. № 3268-VI. – Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2011. – № 44. – 457 с.
2. Дмитрієва О.О. Екологічне супроводження впровадження та експлуатації інноваційних технологій на підприємствах гірничо-металургійного комплексу / О.О. Дмитрієва, О.Л. Тертичний, В.О. Калашніков, І.В. Кордоба // IV Междунар. наук.-тех. конф. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення», - м. Алушта, -8-12 вересня –Харків-Алушта, АР Крим. - 2008. – С. 175-178.

3. Тертичний О.Л. Екологічна безпека поверхневих водних об'єктів при флотаційному дозбагаченні залізних руд [Текст] / О.Л. Тертичний, В.О. Калашніков, Г.В. Василенко // VII Міжнарод. наук.-практ. конф. «Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення»: Зб. наук. ст. У 2-х т. Т. 1 / УкрНДІЕП. – Х. :Райдер, 2011.- С. 80-83.
4. Дмитрієва О.О. Основні етапи забезпечення екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів при флотаційному дозбагачення залізних руд на гірничо-збагачувальних комбінатах [Текст] / О.О. Дмитрієва, Г.В. Василенко // I Міжгалузева науково-практична конференція молодих вчених і фахівців у галузі проектування підприємств гірничо-металургійного комплексу, енерго- і ресурсозберігання, захисту довкілля «Інноваційні шляхи модернізації базових галузей промисловості, енерго- і ресурсозберігання, охорона довкілля»: Зб. пр. / УкрДНТЦ «Енергосталь». – Х., 2012. С. 446-454.
5. Шумская Е.Н. Повышение качества железных концентратов способом обратной катионной флотации [Текст] / Е.Н. Шумская, Ю.П. Назаров, Ю.А. Смирнов, А.М. Арустамян // Горный журнал. – 2008. – Спец. выпуск. – С. 49-52.

Єлістратова Н. Ю., ст. викладач;

Монін В. Л., канд. біол. наук

ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет», м. Маріуполь - Дніпро, Україна

ДИСТАНЦІЙНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ СТАНУ ПОВЕРХНІ ҐРУНТОВОГО ПОКРИВУ РЕГІОНУ УКРАЇНИ

Одним з актуальних питань, для багатьох регіонів України, є усвідомлення стану земельних ресурсів, придатних для сільськогосподарського використання, а також розміру територій порушених земель за для відновлення та недопущення продовольчої кризи в Україні.

Наразі, у випадках коли відсутні можливості проведення польових досліджень та ґрунтово-агрохімічних обстежень, рівень екологічної деградації земель, які постраждали внаслідок бойових дій, можна поки лише обґрунтовувати.

Напрямок рішення цього завдання вже сьогодні, є дистанційний екологічний моніторинг та картографічне зонування, створення інформаційних баз даних задля аналізу та прогнозуванню стану земельних ресурсів.

В той же час, потрібно також врахування досвіду та практик, які застосовувалися в інших країнах що зазнали бойових дій (Хорватія, Сербія). У цих країнах було розроблено “Плани відновлення земельних ресурсів” (поточних, перспективних) на підґрунті відповідних баз прогнозного аналізу. Плани включають екологічні, технічні, та інші напрями [1].

В даний час, екологічний аналіз територій, можливо с використанням мультиспектральних аерофото та супутникових знімків, в середовище геоінформаційних програм (ГІС). Вони дозволяють застосовувати три види інформації – географічну (особливості розташування об'єктів), дистанційну (характеристики відбитого або вихідного від об'єктів випромінювання), атрибутивну (еколого-біологічний опис об'єктів дослідження). Це дає можливість надалі реалізовувати математичні методи прогнозування (статистична обробка, моделювання) для виявлення територіальних трендів, взаємозв'язків змін, що вивчаються.

Мета роботи – розробка методики дистанційного дослідження стану поверхні ґрунтового покриття регіону України, що зазнав руйнацій внаслідок воєнних дій, з

використанням можливостей геоінформаційних програм та створення форматів даних для прогнозного аналізу.

Для досягнення цієї мети, у рамках дослідження використано знімки супутника Sentinel-2-2A з порталу Ubuntu Pro (Copernicus Open Access Hub) [2], а також сервісів SAS Planet, Topographic-map [3, 5]. Це програмне забезпечення для навігації, поєднує в собі можливість завантаження, перегляду та експорту карт і аерофотознімання. Моніторинг екологічного стану досліджуваної території проводився за допомогою геоінформаційної програми з обробки і аналізу даних Qantum GIS 3/18/3-1 (QGIS), яка надає інструменти для просторового і статистичного аналізу. Дозволяє виявлення та оцінку пошкоджень природних екосистем, прийняття обґрунтованих рішень на основі просторових даних. Платформа орієнтована на наукові дослідження, інструменти для роботи з растровими і векторними даними [4].

Вибір досліджуваної території визначено умовами її розташування, у зоні впливу бойових дій на північному сході. Дослідження проведено на ділянці Дергачівської міської громади Харківської області, (рисунк 1 а)призначення та 105,0 га. – заказник ґрунтовий. Територія розташована між с. Слатине та с. Прудянка (географічні координати: $36^{\circ} \times 10' \times 20''$ E - $36^{\circ} \times 11' \times 50''$ E та $50^{\circ} \times 13' \times 50''$ N - $50^{\circ} \times 13' \times 30''$ N). Топографія району має переважно рівнинну поверхню ухилами, що не переважають 10%.



а

б

Рисунок 1 – Знімки супутника Sentinel-2-2A: а) - карта району , б) - аерознімок ділянки дослідження (03.03.2022 р.).

До основних причин, внаслідок яких здійснено руйнація ґрунтового покриву ділянки та зменшується родючість земель, відносяться детонація артснарядів і мін з утворенням вирв: малого діаметра 0,5 -1,0 метра, середнього - від 2 до 3 метрів, критичного - від 3 до 5 метрів у діаметрі, а також хімічному забрудненню атмосфери та ґрунту. Порушення рельєфу проковує утворення зсувів, осипання їх схилів, зон

активної вітрової та вітро-зливової ерозії ґрунту. Карта рельєфу поверхні досліджуваної ділянки, з осередками пошкодження ґрунтового покриву (рисунок 2 б).

Методика екологічного дослідження стану поверхні ґрунту досліджено з виконанням послідовних етапів.

Проведено геостатичне визначання координат ділянки, аналіз просторового розподілу досліджуваної території та масштабу, створення растрового файлу карти задля базового шару (підложки) у проєкті на платформі QGIS.

По-друге, здійснено топографічний аналіз та зонування території зокрема відтворення фактичної топографії поверхні ґрунту ділянки. Мета процедури – виділити просторові утворення на поверхні ґрунту, що мають більш менш однорідні відбивні властивості та розмір, що дозволяє ідентифікувати ці об'єкти, тобто виконати дешифрування знімків. Просторові зміни топографії ділянки досліджено з використанням аерознімків 2022 - 2024 року у зимній період року. Нанесення на карту розподілу руйнацій, та визначення ділянок з малим, середнім та критичним порушенням (рисунок 2 а, б, в), дозволило створити додаткові три share-файла.



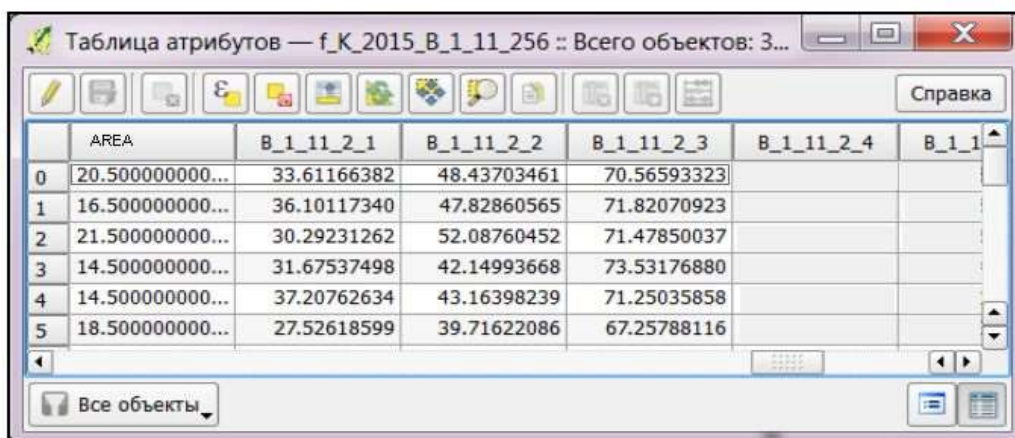
Рисунок 2 – Карта рельєфу досліджуваної ділянки, з осередками пошкодження ґрунтового покриву: а) критичної, б) середньої, в) малої руйнації.

По - третє, створення «карт – планшетів».

Побудова векторних контурів зон та визначення їх просторових координат (індексів) дозволило провести оцифрування і отримання даних до таблиць атрибутів. Така база координат, за допомогою калькулятора полей у програмі, допомагає отримати нам, числові значення площі різних типів ландшафту (рисунок 3). У таблиці наведено розрахунок площі для кожної з п'яти ділянок з номерами (1-5) для трьох зон: з малим, середнім та високим ступенем руйнації.

Перераховані етапи у GIS-дослідженнях надають можливість створення початкових баз даних для просторового екологічного моніторингу стану ґрунтового

покриву регіону, які при картуванні можуть використовуватися задля польових досліджень і робіт з землеустрою.



	AREA	B_1_11_2_1	B_1_11_2_2	B_1_11_2_3	B_1_11_2_4	B_1_1
0	20.500000000...	33.61166382	48.43703461	70.56593323		
1	16.500000000...	36.10117340	47.82860565	71.82070923		
2	21.500000000...	30.29231262	52.08760452	71.47850037		
3	14.500000000...	31.67537498	42.14993668	73.53176880		
4	14.500000000...	37.20762634	43.16398239	71.25035858		
5	18.500000000...	27.52618599	39.71622086	67.25788116		

Рисунок 3 – Розрахунок площі зон (м²) з різним ступенем пошкодження ґрунту.

Практичне використання «карт – планшетів» надає можливість фіксування стану поверхні ґрунту у місцях пошкодження земельних ділянок, які зазнали різного ступеня руйнації від бойових дій. Урахування площі механічних пошкоджень ґрунту та фактичних відстаней зон, допомагають при створенні районних планів (поточних, перспективних) з рекультивування. У тому числі, встановлювати послідовність проведення відновних робіт, починаючи з зон з малим ступенем руйнування. При цьому, вирви глибиною понад 1,5 – 2,0 м слід засипати материнською породою та ґрунтовою масою, що залишились на місці вибуху, в порядку, який забезпечить найбільшу екопродуктивність земель. А також, запроектувати заходи по технічному вирівнюванню додатковим ґрунтом в зонах середнього та критичного пошкодження земель.

Література

1. Третьяк А. М. Концептуальні підходи землевпорядкування щодо відновлення та розвитку землекористування територіальних громад в Україні у післявоєнний період.- 2022, Париж, с. 233.
2. Open Source DHuS 3.0.8-3-osf. URL:<http://surl.li/irusxh>
3. Топографічна карта України. URL:<http://surl.li/zpssue>
4. Qantum GIS 3/18/3-1. <http://surl.li/lwbzox>
5. Відкриті дані земельного кадастру України. URL: <https://kadastr.live/>.
6. Екологічний паспорт регіону - Харківська область. Затвержено: Харківська обласна державна адміністрація, 2021 р.

Забара І. І.,

Сікідіна Т. М.

Комунальне підприємство «Міськводоканал» Сумської міської ради

ПРОБЛЕМИ ТЕХНОЛОГІЇ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ МІСЬКИХ СТИЧНИХ ВОД В УМОВАХ ВОЄННОГО СТАНУ

Мета статті показати сучасні реалії біологічного очищення стічних вод на міських очисних спорудах.

Для України все більш нагальною стає проблема швидкого погіршення якості водних ресурсів, особливо в тих районах, які страждають від війни.

В багатьох містах України внаслідок постійних ворожих обстрілів відбуваються раптові відключення електроживлення на водозаборах, водонасосних станціях, каналізаційних насосних станціях та очисних спорудах. Також, постійна зміна напруги в енергосистемі призводить до нестабільності в роботі очисних споруд міських водоканалів. Зокрема, з причин раптових відключень електроенергії фактично порушується процес біологічного (бактеріального) очищення стічних вод. Виникають негативні зміни у біоценозі мікроорганізмів активного мулу в біореакторах (аеротенках) очисних споруд.

Аеротенк перестає функціонувати як біологічна очисна споруда і перетворюється на звичайний транзитний канал стічних вод. Для відновлення роботи аеротенка після такої ситуації необхідно поступово нарощувати біомасу активного мулу й адаптувати його до даних стічних вод, що іноді вимагає тривалого часу.

За тривалості анаеробних умов понад 15 хвилин відбувається значне збільшення кількості факультативних анаеробних форм бактерій і пригнічується життєдіяльність аеробних форм бактерій. Подібна зміна груп мікроорганізмів супроводжується утворенням мулу, що не осідає. Таким чином, виникає «спухання» активного мулу в аеротенках (Фото 1). За цих обставин в активному мулі спостерігається масовий розвиток нитчастих бактерій і грибів *Fusarium*. [3]

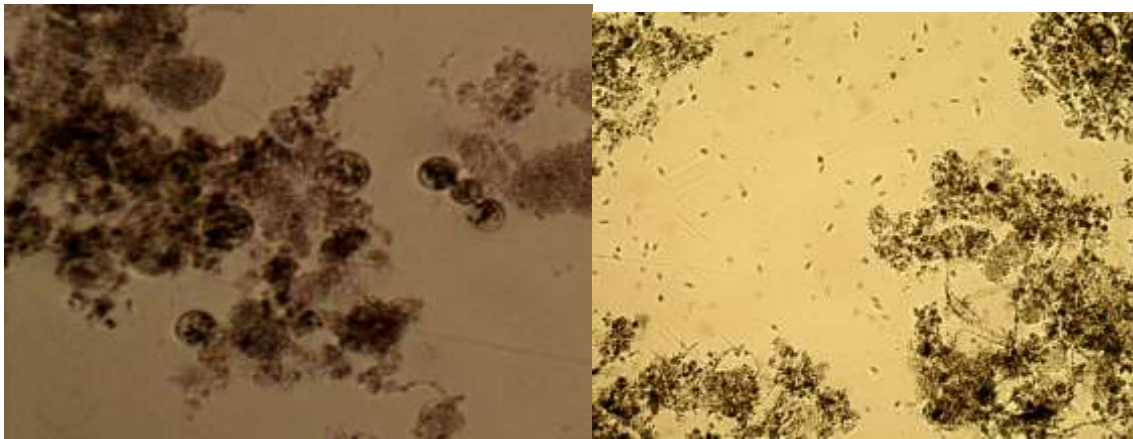
Відключення компресорів, що постачають кисень в аеротенки, призводить до:

- зниження числа видів індикаторних мікроорганізмів АМ (активного мулу);
- переваги одного або двох видів індикаторних мікроорганізмів АМ;
- зміни розміру та рухливості індикаторних мікроорганізмів АМ.



Фото 1 - «Слування» активного мулу після раптового відключення електроенергії на очисних спорудах м. Суми в жовтні 2022 року.

Так, при нестачі кисню переважний розвиток набувають найпростіші мікроорганізми, які здатні існувати в умовах кисневого дефіциту. Переважно це найпростіші джгутикові та амеби (Фото 2 - а,б).



а

б



с

д

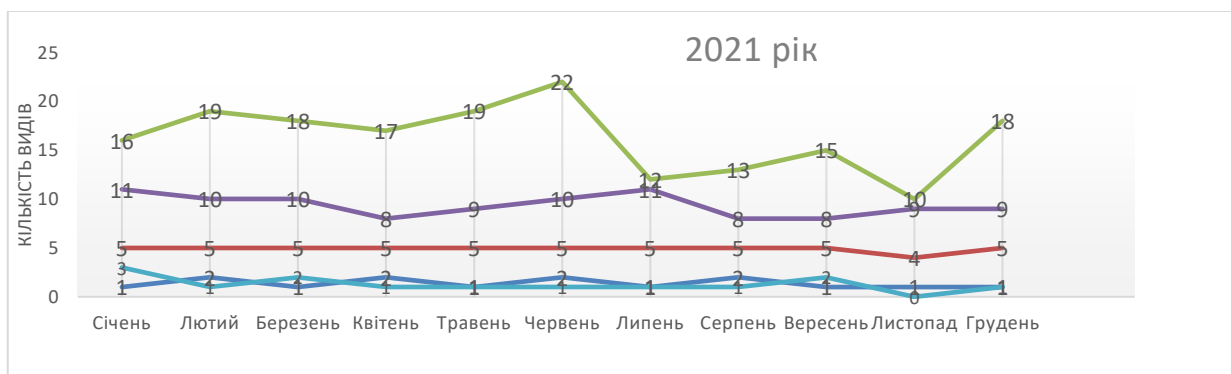
Фото 2 – Зміна біоценозу та фізіологічного стану індикаторних мікроорганізмів в умовах нестачі кисню: а - переважний розвиток найпростіших амеб *Cochlipodium* sp.; б - переважний розвиток найпростіших джгутикових *Vodo saltans*; с - інфузорія *Vorticella convallaria* стає «бродяжкою»; д - прикріплені інфузорії *Epistylis bimarginata* із закритою перистою.

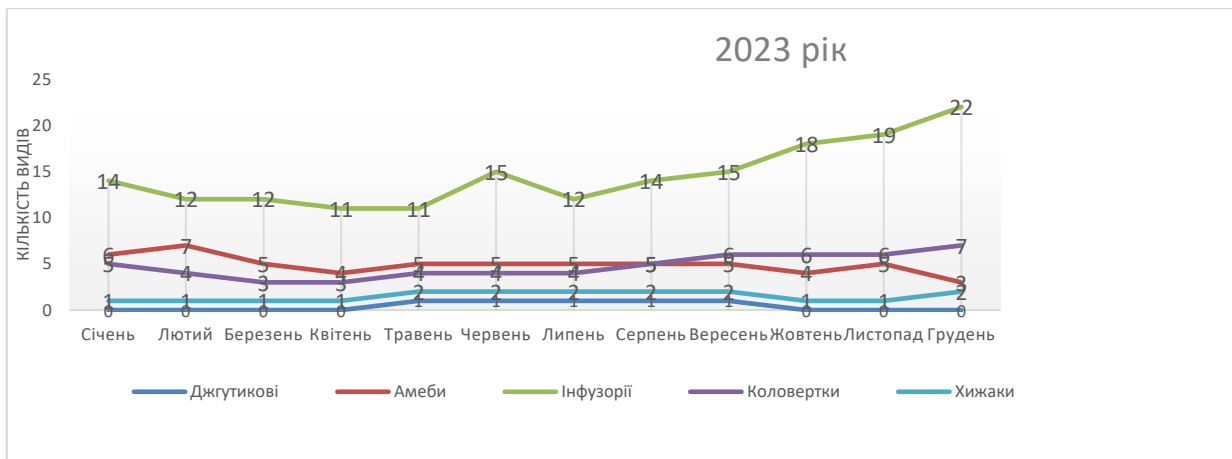
Характерною реакцією інфузорій на нестачу кисню є: збільшення вільноплаваючих війкових інфузорій; в інфузоріях роду *Vorticella* тіло відривається та стає «бродяжкою» (Фото 2 - с); у прикріплених інфузорій замикається війковий диск (Фото 2 - d).

У мулі аеротенка, який працює ефективно, зазвичай знаходять 18-23 видів найпростіших, досить рівномірно представлених або з незначною перевагою одного-двох видів. У такому мулі виявляються 1-2 види дрібних амеб та джгутикових, в основному розвиваються різноманітні інфузорії, але переважають чревовійкові та кругловікові інфузорії [4].

Багате видове різноманіття (не менше 25 видів найпростіших) мікроорганізмів активного мулу свідчить про благополуччя біологічної системи аеротенка, високу ефективність очищення та стійкість біоценозу до шкідливого впливу токсичних стічних вод.

На очисних спорудах м. Суми проведені дослідження зміни видового складу мікроорганізмів активного мулу в умовах нестачі кисню для прискорення відновлення біомаси в аеротенках після відключень енергоживлення.





Графіки 1 – Зміни біоценозу індикаторних мікроорганізмів активного мулу в аеротенках на очисних спорудах м. Суми

До початку війни у біоценозі активного мулу очисних споруд м. Суми нараховувалось 25 - 40 видів найпростіших мікроорганізмів АМ. Високе різноманіття видів мікроорганізмів АМ було досягнуто завдяки проведенню індукованої біологічної активації з метаболітами циклу Кребса [2].

З початку повномасштабних військових дій зафіксована перша негативна реакція біоценозу на очисних спорудах в березні 2022 року. Кількість видів знизилась до 23. Значно зменшилась кількість прикріплених інфузорій, що вказує на зниження седиментаційних властивостей активного мулу.

Після масованих ракетних ударів в жовтні-листопаді 2022 року та, як наслідок переходу на планові відключення електроенергії, кількість видів біоценозу активного мулу значно зменшилось. Особливо чутливими до нестачі кисню виявились такі хижачи, як коловертки.

Попередній досвід показав, що спосіб індукованої біоактивації з лимонною та бурштиною кислотами дає підвищення біологічного очищення стічних вод завдяки прискоренню метаболічних процесів аеробних бактерій, що сприяє покращенню біоценозу в аеротенках очисних споруд. Лимонна та бурштинова кислоти є метаболітами циклу Кребса, які посилюють ферментотворення аеробних бактерій, пригнічують ріст нитчастих бактерій та підвищують видове різноманіття мікроорганізмів активного мулу [5].

Завдяки постійному застосуванню індукованої біологічної активації вдається створити найсприятливіші умови оздоровлення біомаси в негативних умовах. Таким чином, новий спосіб створює умови для прискорення процесу відновлення

біомаси в аеротенках після стресового стану, завданого *відключенням аерації в аеротенках*.

На даний час, одним з найактуальніших питань на станціях біологічного очищення стічних вод є економічне використання аераційної системи, особливо в сучасному стані постійних відключень електричної енергії.

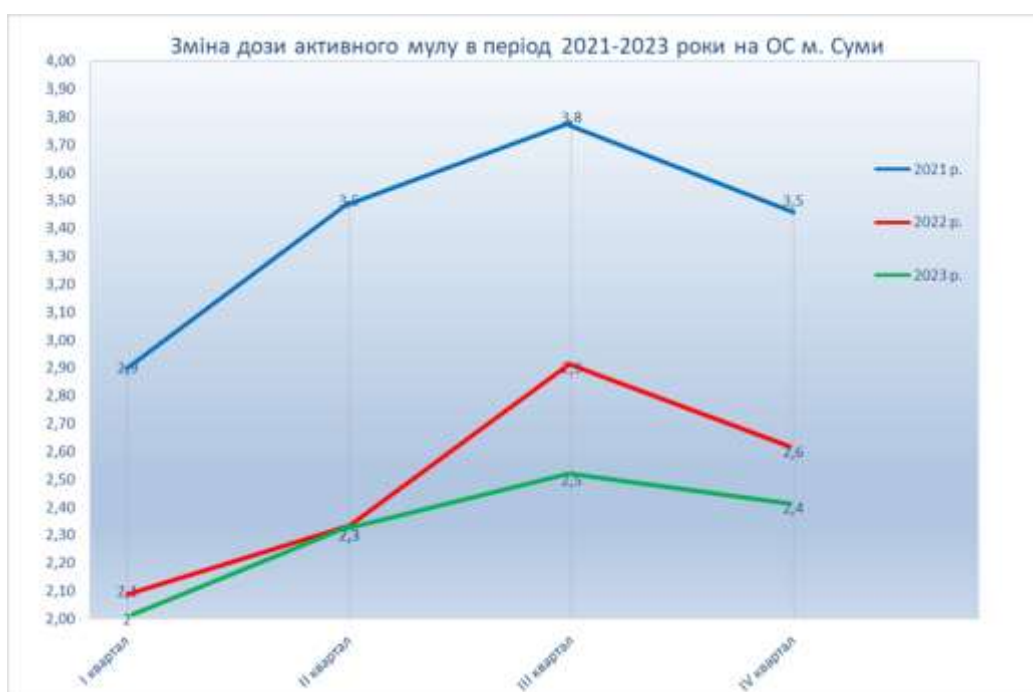
Саме тому, цей аспект розглядався на очисних спорудах м. Суми на початку російської агресії у лютому 2022 року. Так, до 2022 року споживання добової електроенергії на аерацію 35 тис. м³/добу стічних вод становило 11058,87 кВт-годину на добу. Працювали дві повітродувки: нагнітач типу 360-22-2 (W=380 кВт) та агрегат типу ТВ-300/1,6 (W=340 кВт).

Наприкінці 2022 року, після впровадження нового способу біоактивації, споживання добової електроенергії на аерацію 35 тис. м³/добу стічних вод становило 5638,56 кВт-годину на добу. Таким чином, для ефективного очищення стічних вод стало достатньо потужності повітродувки ТВ-300/1,6.

В результаті, отримано економічний ефект щодо споживання електричної енергії на добу для забезпечення повітрям 4-х аеротенків:

$$E (\%) = \frac{11058,87 - 5638,56}{11058,87} \times 100\% = 49,02\%$$

Такого енергозберігаючого ефекту було досягнуто завдяки саморегуляції дози активного мулу в аеротенках [1].



Графік 2 – Зміни дози активного мулу d (г/дм³) за період 2021-2023 році на очисних спорудах м. Суми

Проведеними дослідженнями на очисних спорудах м. Суми встановлено, що при оптимізації процесу біологічного очищення стічної води шляхом біологічної індукованої активації, кількість активного мулу утворюється рівно стільки, скільки необхідно для деструкції конкретної кількості забруднень, що надходять на біологічне очищення (Графіки 2). Таким чином, аераційна система працює без додаткових затрат на забезпечення аерації надмірного активного мулу.

За рахунок саморегуляції активного мулу в аеротенках досягається оптимізація процесу біологічного очищення стічних вод без виведення надлишкового активного мулу з системи аеротенк-вторинні відстійники. Відповідно зменшуються витрати на переробку, транспортування та розміщення надлишкового активного мулу [1].

Слід зауважити, що новий спосіб індукованої біологічної активації не замінить проведення реконструкції очисних споруд. Даний спосіб захищає біомасу від можливості переселення гідробіонтів до природної водойми, що рятує ситуацію від настання екологічної катастрофи у воєнний час.

Висновок

1) Новий спосіб біологічної індукованої активації сприяє відновленню біоценозу в аеротенках очисних споруд від стресового впливу нестачі кисню в умовах довготривалого відключення енергопостачання.

2) За рахунок саморегуляції активного мулу в аеротенках можливо зменшити вживання електроенергії на аерацію, що досить необхідно в умовах воєнного стану.

3) В цілому, попередній досвід, щодо випробування нового способу біологічної індукованої активації на очисних спорудах міста Суми, має позитивну динаміку і потребує подальшої розробки, вдосконалення та впровадження на очисних спорудах інших міст.

Література

1. Забара І. І. Саморегуляція активного мулу// Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: збірник наук. статей XVIII Міжнародної науково-практичн. конференції (м. Харків, 15-16 вересня 2022 р.) / УКРНДІЕП., 2022. – 396 с.
2. Iryna Chub, Tamara Airapetian, Andrii Karahiaur, Iryna Zabara «The use of biological activation of microorganisms of activated sludge to increase the efficiency of wastewater treatment» / Journal: AIP Conference Proceedings AIP Conf. Proc. 2490, 060033(2023) <http://doi.org/10.1063/5.0123327>. _Published: December 2023
3. Edyta Fiałkowska, Agnieszka Pajdak-Stós, Janusz Fyda та ін. «Foam-forming bacteria in

activated sludge effectively reduced by rotifers in laboratory and real-scale wastewater treatment plant experiments» [Електронний ресурс] /, Матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (м. Київ, 25-26 листопада 2021 р.)/. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5418312/>

4. Edyta Fialkowska, Janusz Fyda, Agnieszka Pagdak-Stós, Krzysztof Wiąckowski. «Osad czynny: biologia i analiza mskroskopowa». Kraków, Oficyna Wydawnicza Impuls, 2005.

5. Спосіб біологічної активації мікроорганізмів активного мулу (удосконалення). Патент на корисну модель України №153846 від 06.09.2023р.

Зінченко І. В.

*Науко-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем»,
м. Харків, Україна*

МІКРОБІОЛОГІЧНА І ГІДРОХІМІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ В УКРАЇНІ

В Україні для оцінювання якості води застосовують характеристики індикаторних (умовно-патогенних) мікроорганізмів і гідрохімічних показників згідно з категорією поверхневих водних об'єктів, які поділяють на дві категорії [1]. До I категорії відносяться поверхневі водні об'єкти або їхні ділянки, які використовують для централізованого або нецентралізованого водопостачання і для водопостачання підприємствам харчової промисловості. До II категорії відносяться водні об'єкти або їх ділянки, які використовують для господарсько-побутових потреб, або мають рекреаційне призначення, або знаходяться в межах населених місць. Природний рівень бактеріологічного обсіменіння води залежить від температури, пори року, типу водойми його екологічної особливості. Тому кількість мікробного населення коливається у широких межах, зазвичай, від 10^3 до 10^6 (буває більше) клітин в 1 мл рідини. Водні об'єкти населяють автохтонні аборигенні мікроорганізми і аллохтонні (внесені), які конкурують між собою. До аллохтонних мікроорганізмів відносяться бактерії групи кишкової палички, які є індикаторами фекального забруднення і нормуються санітарним законодавством України. Рівень індикаторних мікроорганізмів залежить від забруднення водного об'єкту органічними речовинами і біогенними сполуками.

Моніторинг водних об'єктів в країні за санітарно-мікробіологічними і санітарно-хімічними показниками свідчать про те, що їх екологічний стан практично не покращується за останні роки. Більшість басейнів річок згідно з гігієнічною класифікацією водних об'єктів за ступенем забруднення відносяться до забруднених та дуже забруднених [2]. На рис. 1 і рис. 2 надані результати аналізів проб води, що відбирались з водойм I і II категорій протягом останніх років спостереження (ЦКПХ МОЗ України, 2024) .

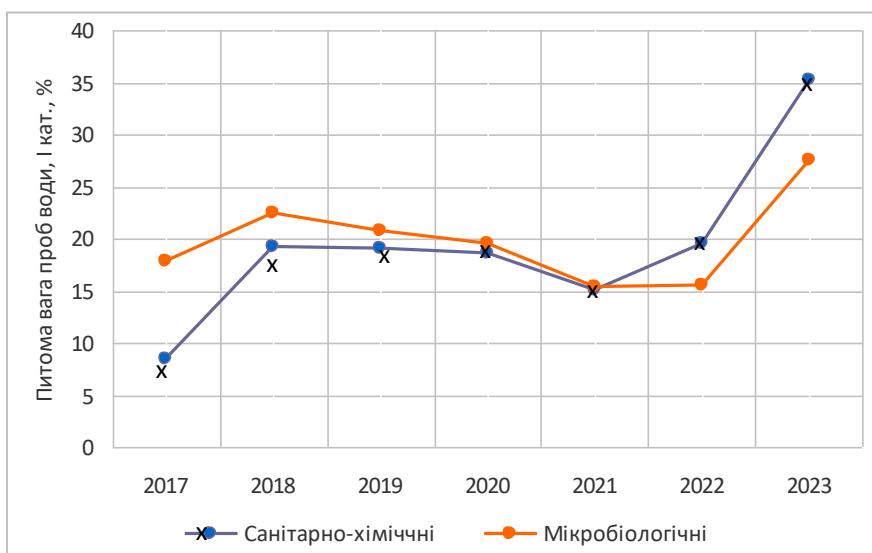


Рисунок 1 – Динаміка показника невідповідності санітарним нормам проб води з водних об'єктів I категорії

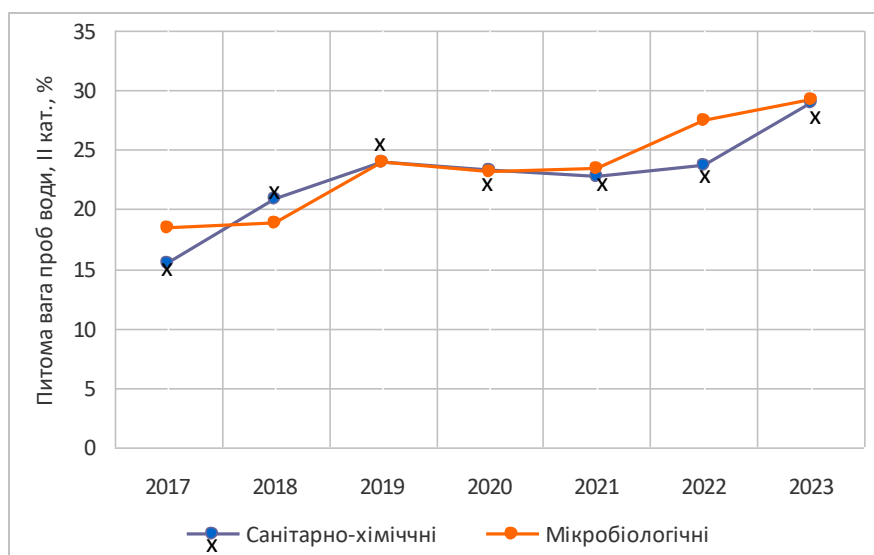


Рисунок 2 – Динаміка показника невідповідності санітарним нормам проб води з водних об'єктів II категорії

Найбільший відсоток відхилень показників від норм у водоймах I категорії відмічається за хімічними показниками у Луганській, Вінницькій, Запорізькій, Житомирській областях, що значно перевищило середній по державі; за мікробіологічними показниками – у Полтавській, Львівській, Вінницькій, Запорізькій, Закарпатській областях.

Найбільший відсоток відхилень у водоймах II категорії відмічається за хімічними показниками у Донецькій, Херсонській, Житомирській, Дніпропетровській, Запорізькій, Одеській, Київській областях, що перевищує середній по країні; за

мікробіологічними показниками – у Тернопільській, Херсонській, Донецькій, Миколаївській, Дніпропетровській областях.

Причини незадоволеного санітарно-екологічного стану мають антропогенне походження: найчастіше це скиди забруднених або недостатньо очищених стічних вод, незадоволений технічний стан водопровідних і каналізаційних мереж, застаріле обладнання очисних споруд і недосконалі методи очищення стічних вод, а також велика кількість неканалізованих місцевостей. Паводки також є причиною погіршення якості води у поверхневих водних об'єктах через збільшення їх каламутності, концентрації біогенних елементів, пестицидів та інших хлорорганічних речовин. Все це негативно впливає на здоров'я населення і якість водних екосистем. Також на окремих ділянках поверхневих водних об'єктів, все частіш, спостерігається забруднення специфічними хімічними речовинами і речовинами пріоритетного ряду. Так, наприклад, в акваторії Дунаю виявлені важкі метали (мідь, свинець, цинк, хром, кадмій, ртуть), пестициди (металохлор і тербутилазин), ароматичний вуглеводень (бенз(а)пирен), які перевищували середньорічні гранично допустимі концентрації. Але більшість специфічних і пріоритетних речовин, які обов'язково визначаються за європейськими стандартами, були за межу чутливості методик[3, 4].

За даними Центрів контролю і профілактики хвороб (ЦКПХ МОЗ, 2024) у деяких населених пунктах України (Полтавській, Чернігівській, Львівській, Одеській областях) спостерігаються досить великі концентрації фторидів, а у Тернопільській, Київській, Харківській областях – заліза, але це пов'язано з природними особливостями ґрунтів. У той же час, спостерігається збільшення сполук азоту у воді, особливо, нітратів. А це вже пов'язано з чинниками антропогенного походження: ненормованого використання в господарствах органічних і мінеральних добрив, несанкціонованих скидів рідких відходів з вигрібних ям і негерметичних септиків, витоків з гноєсховищ тощо. В Україні, при споживанні неякісної води з нецентралізованих джерел водопостачання, у 2022 році зареєстровано одинадцять випадків захворювання на водно-нітратну метгемоглобінемію [1] і п'ять випадків захворювання – у 2023 році (за даними ЦКПХ МОЗ України, 2024). Керівництво місцевих органів виконавчої влади, органів місцевого самоврядування тощо вживають заходи безпеки перед початком літнього сезону на рекреаційних зонах водних об'єктів. Також науково-дослідні установи, наприклад, «Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», Український науково-дослідний інститут екологічних проблем розробляють науково обґрунтовані та удосконалені параметри і критерії моніторингу якості води; заходи, щодо покращення екологічного і санітарного стану водних об'єктів; сучасні технології

очищення виробничих стічних вод тощо, враховуючи вимоги європейського законодавства.

Література

1. Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення **ЗАТВЕРДЖЕНО** Наказ Міністерства охорони здоров'я України 02 травня 2022 року № 721
2. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання та водовідведення в Україні у 2022 р., Київ, 2023, 397 с.
3. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2022 році/ **ОДЕСЬКА ОБЛАСНА ВІЙСЬКОВА АДМІНІСТРАЦІЯ** ДЕПАРТАМЕНТ ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ, Одеса-2023
4. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC та 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy.

Івашура А. А., канд. сільськогосп. наук

*Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця,
м. Харків, Україна*

СТАЛІСТЬ ПРОДОВОЛЬЧИХ СИСТЕМ: ЕКОЛОГІЧНІ ІМПЕРАТИВИ ДЛЯ УКРАЇНИ

Існує безліч стратегій для переосмислення продовольчої системи з метою підтримки майбутнього нашої планети. Наприклад, ми можемо отримати вигоду з природних процесів, пов'язаних із саморегуляцією довкілля. Замість того щоб використовувати сільськогосподарські процеси, що сприяють втраті біорізноманіття та зміні клімату, є можливість використовувати стале сільське господарство, яке зменшує негативний вплив на природу, виробляючи високоякісні продукти харчування [1].

Доцільно зосередитися на створенні локальних, циклічних продовольчих систем. Це допомагає розв'язувати проблеми деградації життєва важливих природних ресурсів і вплинути на викиди під час транспортування продовольства.

Також необхідно зосередитися на наданні здорових продуктів за доступними цінами, щоб здорова і стала дієта була доступна всім. Це сприяє розвитку охорони здоров'я, яка виграє від зниження захворюваності, що базуються на нездоровому раціоні та застосуванні хімічних агентів у сільському господарстві, що передаються з їжею [2].

Загалом, трансформація глобальних продовольчих систем буде багатостороннім підходом, що вимагає тісної співпраці всіх зацікавлених сторін. Хоча існують побоювання, що такі зміни відбуваються занадто повільно для досягнення Цілей сталого розвитку та Порядку денного 2030, немає сумнівів, що зрештою, позитивні зміни прийдуть в результаті роботи над цими цілями з урахуванням майбутнього планети [3].

Сучасні продовольчі системи включають у себе велику кількість заходів, які так чи інакше впливають на навколишнє середовище і здоров'я людини. Багато виробничих, соціальних, економічних і природних чинників, від працівника і транспортного засобу до політичної обстановки і клімату та обізнаності споживача, впливають на те, як продовольство потрапляє з ферми на наш стіл. Необхідно так само враховувати, що продовольчі системи, які працюють на місцевому, регіональному, національному або міжнародному рівнях.

Кожен етап продовольчої системи: виробництво, переробка, розподіл і споживання потребують великої кількості додаткових заходів, кожний з яких має безліч вхідних і вихідних даних, що мають бути максимально наближеними до екологічних імперативів, що відповідає сьогоднішнім еколого-економічним завданням і сучасним розв'язанням екологічних питань, як на місцевому, так і на глобальному рівнях.

Етап 1. Виробництво.

На першому етапі впровадження екологічних імперативів відбувається повсюдно із впровадженням передових комп'ютерних, технологічних, агрономічних і тваринницьких технологій на рівні:

- сільськогосподарської техніки, що працює на біодизелі та зеленій енергії, максимальне застосування сільськогосподарських дронів та автоматизація виробництва;

- добрив і засобів захисту під час вирощування рослин, що застосовуються як корми для сільськогосподарських тварин, сировина для промислового виробництва різноманітних товарів або тим паче для виробництва продуктів харчування.

Виробництво може виглядати дуже по-різному залежно від масштабу та використовуваних методів вирощування. Екологічні імперативи виробничої діяльності залежать від того, чи обробляється невелика фермерська ділянка, чи території великих агрохолдингів. У виробників продуктів харчування, насінницьких компаній, розплідників, компаній з виробництва кормів тощо, при цьому, існує багато варіантів вибору, як вони вирощуватимуть свою продукцію, зокрема вирощуватимуть моно культуру або різноманітний набір фруктів та овочів.

Етап 2. Обробка.

До цього етапу входять заходи щодо сталих технологічних циклів, що включають збір урожаю, забій сільськогосподарських тварин, переробку сировини, пакування та зберігання. При цьому кожен вид сировини або готового продукту вимагає своїх технологічних особливостей, пакування та зберігання.

На виході - готова до подальшого виробництва сировина або готова продукція.

У дрібних виробників часто виникають проблеми з доступом до переробних підприємств, які застосовують екологічні ініціативи. Будівництво нових підприємств - це завжди дорогі проекти. Наразі більша частина м'ясної продукції, яку споживають в Україні, переробляється лише на кількох бійнях, що вже не відповідає принципам сталості.

Навпаки, невеликі сільськогосподарські підприємства, м'ясопереробні заводи допомагають зробити місцеву продовольчу систему більш сталою. При цьому якщо

якесь підприємство тимчасово закривається, то це не принесе серйозних збитків і збоїв на ринку. Так само сталі ініціативи в цьому сегменті господарювання заохочують створення та функціонування дрібних фермерських переробних підприємств для збору переробки та подальшої реалізації продукції на місцевих ринках.

Етап 3. Реалізація.

На цьому етапі ми розглядаємо екологізацію логістики, маркетингу та торгових точок: від гігантського супермаркету до ресторанів і фірмових кіосків.

Ресторани, цілодобові магазини, супермаркети та кооперативи продають товари населенню. Прямі точки продажів споживачеві, як-от фермерські ринки, фермерські прилавки і безпосередньо пов'язують виробників продуктів харчування зі своїми покупцями. Оптовики закупають продукти багатьох виробників для продажу школам, лікарням, ресторанам і продуктовим магазинам. У цих великих покупців часто інші потреби, ніж у тих, хто продає продукти харчування населенню, наприклад, рідкі яйця для ресторанів і молоко в картонних упаковках для шкіл, і виробникам може бути важко швидко переналаштувати свої виробничі системи, щоб задовольнити потреби різних ринків.

Основною проблемою, пов'язаною з розподілом, є доступ до продовольства та співпраця з програмами соціального захисту, що є також компонентом сталості. Можливо, у цьому сегменті необхідне створення певних державних програм, спрямованих у кінцевому підсумку на підтримку місцевої продовольчої економіки, незалежно від доходу споживача.

Етап 4. Споживання.

На даному етапі ми розглядаємо споживача, а вірніше усвідомленого споживача, який в кінцевому підсумку і регулює (заохочує) стале виробництво і споживання. Інакше кажучи, на цій ділянці сталої продовольчої системи, як і сталості всього сільського господарства, може і зобов'язаний брати участь кожен громадянин.

Сімейні традиції, культурна спадщина, час, дієтичні потреби, бюджет і особисті уподобання визначають те, як ми готуємо вдома, і деякі з цих факторів можуть змінюватися з часом.

Питання харчування часто називають проблемами, пов'язаними з тим, як ми споживаємо їжу. За деякими статистичними даними, 89 % з нас споживають більше натрію, а 70 % - споживають більше доданого цукру, ніж рекомендовані норми, що може сприяти вищому рівню пов'язаних із харчуванням захворювань, таких як гіпертонія і діабет.

Маркетинг сучасної національної продовольчої системи просуває перероблені продукти, багаті натрієм і цукром. Ми можемо зміцнювати здоров'я нашої спільноти та місцевої економіки, споживаючи свіжі місцеві фрукти, овочі та нежирний білок, і надалі необхідно працювати над тим, щоб цей вибір був доступний для кожного.

На кожному етапі сталість підтримується багатьма додатковими факторами, які відіграють не менш важливу роль у сталому виробництві продуктів харчування.

Перший такий фактор - це робоча сила. Сільськогосподарські робітники-мігранти, члени фермерських сімей і наймані працівники, продавці на ринках, персонал супермаркетів, м'ясокомбінатів, ресторанів - можуть знадобитися певні зусилля, щоб забезпечити всім перерахованим працівникам прожиткового мінімуму та безпечних умов праці, захист людей у рамках справедливої торгівлі,

Другий фактор - стійка енергія, що використовується буквально на всіх етапах виробництва. Продовольча система дуже енергоємна, тому основні напрямки - перехід на поновлювані джерела, біодизель і пошук реалізації готової продукції якомога ближче до вирощування і технологічної обробки.

Третій фактор - боротьба з відходами. Харчові продукти упаковують і переупаковують у міру проходження технологічного процесу, і на кожному етапі відбуваються втрати. Скорочення кількості пакування, переробка використаного пакування і перетворення відходів на біогаз або компост істотно скорочують кількість відходів у харчовій системі.

Розвиток продовольчих систем - зокрема, сільськогосподарське зростання - має ґрунтуватися на підвищенні продуктивності придатних уже використовуваних земель, а також на зміцненні місцевих ланцюжків створення вартості та інших несільськогосподарських видів діяльності.

Іншими словами, для розширення сільськогосподарських угідь без шкоди для природних територій залишилося дуже мало можливостей. Необхідно розробити більш повне територіальне бачення, яке включає стійкість територій і місцевих продовольчих систем.

Ефект усіх технологічних і природних процесів, що працюють у тісній зв'язці, у сфері розвитку продовольчої системи, надзвичайно важливий для розуміння еволюції українського суспільства загалом. Поступово стає зрозуміло, що переважаючі моделі виробництва і споживання в Україні явно нестійкі і повинні перейти до більш сталих систем виробництва.

Для України це складне завдання. Соціально-економічна вразливість регіону дуже висока, будучи найбільш нерівною у світі. Великі верстви населення живуть у

злиднях і різного ступеня соціальної ізоляції, у неформальних поселеннях або в умовах гострої сільської маргіналізації. І це без урахування наслідків впливу пандемії коронавірусу та сьогоденних військових дій.

При цьому, Україна відіграє дуже важливу роль і несе відповідальність за внесок, за допомогою свого експорту продовольства, у глобальну продовольчу безпеку. Шлях уперед має ґрунтуватися на розвитку ефективних і стійких національних продовольчих систем, використовуючи науку і технології для інтеграції та балансування всіх цих вимірів, пов'язаних з довгостроковою стійкістю і необхідністю збільшення виробництва продовольства.

Література

1. Івашура А. А., Борисенко О. М., Толмачова М. В. Стала харчова поведінка. *Вісник Національного технічного університету «ХПІ»*. Серія: *Нові рішення в сучасних технологіях*. – Харків: НТУ «ХПІ». 2021. № 4 (10). С. 88-93.
2. Івашура А.А., Борисенко О.М., Івашура М.М., Цапко Н.С. Аналіз сталих харчових систем в Україні. *Економіка харчової промисловості*. 2022. Т.14, вип. 2. С.3-10.
3. Івашура А. А., Борисенко О. М., Северинов О. В. Використання нутра-ергономічних стратегій і рекомендацій як факторів сталості харчування на виробництві. *Комунальне господарство міст. Серія "Технічні науки та архітектура"*. – Харків, 2021. – Т. 6. – Вип. 166. – С. 163-168.

Ісіченко А. В. аспірант;

Саввова О. В., д-р. техн. наук;

Фесенко О. В., канд. техн. наук;

Покроєва Я. О аспірант;

Бєлов В. В., здобувач

Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова, м. Харків, Україна

ЗАСАДИ ЕФЕКТИВНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ПРИ ВИРОБНИЦТВІ ПОРЦЕЛЯНИ

Вступ

Вітчизняна галузь фарфору-фаянсу, що сформувалася наприкінці XIX – початку XX століття й остаточно виокремилася в окрему структуру у 1920-х роках, стала унікальним економіко-господарським комплексом. Межа XX-XXI століть зі зміною форм власності з державних підприємств на приватні, обумовила поворот до ательє визначних художників із принципом артдизайну – унікальних або малотиражних замовних елітних речей порцелянового вжитку. Щоденні предмети з ручним розписом, золоченням, кобальтом вартісні, тому значний попит має китайський, польський білий посуд або з деколями. Нині в світі відчутна тенденція до зростання попиту на рукотворний фарфор, особливо вироби артдизайну. В цей час українська порцелянова галузь без державної й бізнесової підтримки не може ефективно розвиватися та впроваджувати інноваційні ресурсо- та енергозберігаючі технології.

Відродження фарфорово-фаянсового галузу в Україні є однією з цілей поступу до економічної модернізації та розвитку національних традицій [1], яка є важливим напрямком сталого розвитку держави. Виробництво порцелянових виробів потребує впровадження екологічних засад, які спрямовані на забезпечення ефективного природокористування. Це має важливе значення для мінімізації впливу на довкілля та забезпечення конкурентоздатності вітчизняних порцелянових виробів.

Основна частина

Головною умовою забезпечення екологічних засад під час виробництва порцелянових виробів є пошук та використання матеріалів. Використання місцевих або видобутих ресурсів, знижує вплив на навколишнє середовище, пов'язане з

процесами транспортування та видобутку. Крім того, використання перероблених матеріалів та впровадження ефективних методів використання матеріалів можуть сприяти сталому розвитку виробництва порцелянових виробів. На сьогодні перспективним шляхом вирішення проблеми постачання сировини та підвищення конкурентоздатності вітчизняного керамограніту є застосування відходів при видобутку пегматиту. Це дозволить суттєво знизити собівартість продукції за рахунок економії ресурсів та зниження температури розробки ресурсо- та енергоощадної технології керамограніту із використанням відходів збагачення кварц-польвошпатової сировини є актуальною задачею.

Компанією Golden Tile - найбільшим виробником та експортером керамічної плитки та керамограніту в Україні та у Східній Європі, чиї потужності сягають 24 млн кв. м. на рік впроваджує заходи ефективного природокористування за рахунок залучення у виробничий процес відходів збагачення кварц польвошпатової сировини. Для одержання польвошпатової сировини (ПШС) сировини здійснюється збагачення пегматиту на ТОВ "МАЙДАН-ВИЛЬСЬКИЙ КАР'ЄР". В перспективі компанією Golden Tile планується відновлення порцелянової промисловості з урахуванням творчої спадщини Полонського фарфорового заводу [2], та інноваційних технологій виробництва порцеляни [3,4].

Промивання польвоашпатової сировини здійснюють із застосуванням барабанних гуркотів, гідроциклонів. Метод використовує відмінності в розмірах та щільності частинок польвоого шпату та дрібнозернистих домішок. Ці домішки мають дрібний розмір частинок та низьку швидкість осідання, відокремлюються від крупнозернистого польвоого шпату під дією потоку води. Побічним продуктом збагачення пегматиту на складах ТОВ МВК є каолінова сировина, яка може бути успішно використана при виробництві порцеляни. Аналіз хімічного та гранулометричного складу відходу дозволив встановити, що субмікронного вмісту пегматитової складової відходу забезпечує його пластичність 9 одиниць, та дозволяє отримати черепок з водопоглинанням 0,01-0,1 %. Підтверджено технологічну та економічну доцільність застосування відходу збагачення пегматиту при виробництві керамічної плитки [5].

Значне споживання енергії та викиди в процесі випалу при виробництві порцеляни пов'язане зі значними затратами енергії при високих температурах. Отже, пов'язані з цим викиди та споживання енергії створюють екологічні проблеми. Стійкі підходи, у тому числі енергоефективні конструкції печей, використання поновлюваних

джерел енергії та оптимізація графіків випалу можуть пом'якшити вплив споживання енергії на навколишнє середовище при виробництві порцелянових виробів [6,7].

Ефективні стратегії управління відходами необхідні мінімізації впливу виробництва порцелянових виробів на довкілля. Обробка та переробка відходів, таких як залишки глини та глазури, сприяють скороченню загальної кількості відходів, що утворюються у процесі виробництва кераміки. Більше того, зусилля щодо включення принципів економіки замкнутого циклу, таких як перепрофілювання та переробка відходів у виробничий цикл, можуть підвищити екологічну ефективність при виробництві порцеляни.

Виробництво порцелянових виробів потребує значного використання води, особливо у процесах підготовки глини, глазурування та очищення. Впровадження заходів щодо збереження води, таких як переробка та повторне використання води, може зменшити вплив на навколишнє середовище, пов'язане із споживанням води під час виробництва фарфорових виробів. Крім того, впровадження екологічно чистих методів, таких як використання нетоксичних глазур та мінімізація водоемних процесів, сприяє стійкому використанню води при створенні фарфорових виробів.

Дотримання екологічних норм та отримання відповідних сертифікатів є невід'ємною частиною забезпечення відповідального та сталого виробництва порцелянових виробів. Дотримання екологічних стандартів, таких як вимоги до якості повітря та води, сприяє розвитку екологічно-свідомої практики в керамічній промисловості [8]. Більш того, отримання сертифікатів на екологічно чисті виробничі процеси та матеріали підкреслює відданість охороні навколишнього середовища у фарфоровому мистецтві та дизайні.

Екологічні міркування у виробництві порцелянових виробів перетинаються з більш широкими проблемами та можливостями у керамічній промисловості. Спільні зусилля художників, дизайнерів та виробників можуть сприяти інноваціям та прогресу у напрямку стійких практик. Обмін передовим досвідом, технологічними досягненнями та результатами досліджень сприяє інтеграції екологічно чистих підходів у всьому керамічному секторі, позитивно впливаючи на мистецтво та дизайн порцеляни.

Висновки

Вивчення екологічних міркувань під час виробництва фарфорових виробів наголошує на важливості стійких методів та екологічно чистих технологій. Від пошуку матеріалів та споживання енергії до управління відходами та дотримання нормативних вимог – розгляд цих питань має важливе значення для підвищення екологічної відповідальності у сфері порцелянового мистецтва та дизайну.

Використання стійких підходів не тільки сприяє збереженню природних ресурсів, а й збагачує художню та культурну спадщину порцелянового мистецтва.

Впровадження результатів роботи дозволить забезпечити випуск конкурентоздатної будівельної продукції та вирішити проблеми екологічної безпеки сучасних матеріалоемних технологій. Утилізація відходу вирішить важливу проблему забезпечення ефективного використання невідновлюваних ресурсів, зменшення їх обсягів та площей, які вони займають, та мінімізації негативного впливу на довкілля.

Література

1. Школьна О.В. Українські виробництва фарфору та фаянсу кінця XVII – початку XX століття: передумови формування галузі Українська культура: минуле сучасне, шляхи розвитку, 2009. – Вип. 15, Т. 2. – С 9–15.
2. Скульптор Полонського Фарфорового заводу 1950-Х РОКІВ – Віталій Горолюк / Корусь О.П // *Young Scientist*», 2017. – № 3 (43). – С.103
3. Manufacture of porcelain insulators from locally available materials C. S. Onodu, T. C. Madueme *Electrical Engineering*, 2020. – Vol.102. – P. 1959–1968.
4. Nantgarw and Swansea Porcelains Howell G. M. Edwards, 2018. – P. 75–97.
5. Using of wastes from the enrichment of quartz-feldspar raw materials in the porcelain stoneware production / O. Savvova, Y. Pokroieva, I. Luhovoi, O. Pylypenko, Yu. Smyrnova // *2024 IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* – P. 1376 012025.
6. Energy-saving technology for household porcelain E. Yu. Fedorenko, M. I. Ryshchenko, E. B. Daineko, M. A. Chirkina *Glass and Ceramics*, 2013. – Vol. 70. – P. 219–222.
7. Composition, Structure, and Properties of Low-Fired Porcelain / A. M. Eminov, Z. R. Kadyrova, Af. A. Eminov, Yu. K. Zhumanov, I. R. Boizhanov // *Glass and Ceramics*, 2022. – Vol. 79. – P 135–138.
8. Commission Directive 2005/31/EC of 29 April 2005 amending Council Directive 84/500/EEC as regards a declaration of compliance and performance criteria of the analytical method for ceramic articles intended to come into contact with foodstuffs (Text with EEA relevance).

Калініченко О. О.,

Мельников А. Ю., канд. техн. наук;

Нікітіна С. В.,

Волков Ю. В.,

Мартинюк Д. Т.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ОСОБЛИВОСТІ МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕННЯ ВМІСТУ НАФТОПРОДУКТІВ У ВОДІ

Нафтопродукти належать до найпоширеніших у глобальному масштабі небезпечних речовин, що спричиняють важкі екологічні наслідки в разі забруднення ними водних об'єктів.

Основними джерелами надходження нафтопродуктів у водні об'єкти є стічні води підприємств нафтопереробної, нафтовидобувної, хімічної, металургійної та інших галузей промисловості; нафтопродукти часто потрапляють у воду в результаті аварій.

У водних об'єктах нафтопродукти являють собою надзвичайно складну і мінливу суміш речовин, основними представниками якої є вуглеводні (від 70 % до 90 % загального складу), смоли (від 1 % до 30 %), асфальтени (від 0 % до 8 %) та інші.

Нафтопродукти у воді існують в різних міграційних формах: розчиненій, емульгованій, сорбованій на твердих частинках завислих речовин і донних відкладень, у вигляді плівки на поверхні. Кількісне співвідношення цих форм визначається комплексом факторів, найбільш важливими з яких є відстань від місця надходження забруднення, швидкість течії, вітер та інші умови перемішування, сонячна радіація, температура води і повітря, а також склад нафтопродуктів та їх фізико-хімічні властивості. Зокрема відмінності у фізико-хімічних властивостях призводять до суттєвих відмінностей хімічного складу різних міграційних форм. Зазвичай, на початку надходження основна маса нафтопродуктів зосереджена в плівці, з часом та по мірі віддалення від місця надходження забруднення відбувається перерозподіл на користь розчиненої, емульсованої та сорбованої міграційних форм. Розподіл нафтопродуктів за міграційними формами одночасно супроводжується зміною їхнього хімічного складу під дією мікроорганізмів, світла та кисню повітря, внаслідок випаровування легких фракцій, сорбції тощо.

Незважаючи на складність і різноманіття процесів, що протікають, у зміні хімічного складу компонентів нафтового забруднення проявляються відносно стійкі закономірності:

- у всіх формах міграції відбувається накопичення більш стійких до процесів деградації смол та асфальтенів, особливо в донних відкладеннях;

- у складі вуглеводнів, особливо в розчиненій та емульгованій формах міграції, зменшується частка парафіно-нафтонових вуглеводнів і, відповідно, зростає частка ароматичних вуглеводнів, яким властива найбільш висока розчинність (зазвичай, розчинність вуглеводнів у воді знижується зі збільшенням кількості атомів вуглецю в молекулі, за умови відсутності сполук, які можуть підвищувати розчинність нафтопродуктів у воді, наприклад поверхнево-активних речовин).

- у складі ароматичних вуглеводнів зростає частка поліциклічних ароматичних вуглеводнів, особливо в донних відкладеннях.

Накопичення більш складних і розгалужених молекул, особливо циклічної структури, і збільшення молекулярної ваги в гомологічних рядах вуглеводнів призводить до наростання токсичності компонентів нафтового забруднення.

З низки міркувань контроль нафтового забруднення, особливо свіжого, здійснюється за переважною вуглеводневою фракцією, що складається з парафінів, ізопарафінів, нафтенів та ароматичних вуглеводнів, що можуть містити аліфатичні радикали.

Таким чином, концентрація нафтопродуктів – це інтегральний показник, який характеризує вміст у пробі неполярних вуглеводнів. У закордонній літературі аналогом показника «масова концентрація нафтопродуктів» є Total Petroleum Hydrocarbons (TPH) (загальні нафтові вуглеводні) [1]. При цьому досить часто цей показник диференціюють залежно від природи джерела забруднення, наприклад, за фракціями нафтопродуктів: вуглеводні бензинової фракції (вміст вуглеводнів C₆ - C₁₀), вуглеводні дизельної фракції (C₁₀ - C₂₈) [2] або вуглеводневий нафтовий індекс (Hydrocarbon Oil Index, C₁₀ - C₄₀) [3].

Вуглеводні, що входять до складу нафтопродуктів, мають різні фізико-хімічні властивості, що визначають особливості їхньої поведінки у водному об'єкті, їх стійкість, рівень екологічної небезпеки. Значна кількість компонентів нафти і нафтопродуктів має високу токсичність, їх присутність в водних об'єктах згубно позначається на умовах проживання гідробіологічного співтовариства. Цим зумовлені досить жорсткі вимоги до вмісту нафтопродуктів у природних водах.

Для нафти і нафтопродуктів у розчиненому та емульгованому стані ГДК для

водних об'єктів рибогосподарського призначення становить $0,05 \text{ мг/дм}^3$ [4]; для водних об'єктів господарсько-питного та культурно-побутового призначення – $0,3 \text{ мг/дм}^3$ [5]. ДСТУ 4808:2007 [6] для різних класів поверхневих вод встановлює нормативні значення від менше $0,01 \text{ мг/дм}^3$ до зверх $0,2 \text{ мг/дм}^3$. ДСанПіН 2.2.4-171-10 [7] встановлює нормативи вмісту нафтопродуктів у водопровідній воді на рівні менше або дорівнює $0,1 \text{ мг/дм}^3$; у фасованій – менше $0,01 \text{ мг/дм}^3$.

Під час оцінювання забруднення природних вод нафтопродуктами слід мати на увазі можливість включення до їхнього складу біогенних вуглеводнів, що утворюються в процесі прижиттєвого і посмертного виділення з рослинних і тваринних водних організмів.

З вище означеними особливостями нафтопродуктів як об'єкта контролю пов'язані суттєві розбіжності в результатах оцінювання рівня забруднення ними водних об'єктів, отриманих різними лабораторіями і дослідниками.

Методи відбору проб суттєво відрізняються для різних міграційних форм, а методи і методики вимірювання концентрації нафтопродуктів дуже різняться за спектром визначуваних компонентів і, відповідно, отримані за ними результати відображають неповну інформацію, що стосується окремих міграційних форм і фракцій нафтопродуктів.

Традиційно для контролю вмісту нафтопродуктів у воді використовуються гравіметричний метод та метод інфрачервоної спектроскопії.

Методикою МВВ № 081/12-0645-09 [8] встановлено гравіметричний метод вимірювання масової концентрації нафтопродуктів у поверхневих, підземних та зворотних водах. Аналітична процедура МВВ № 081/12-0645-09 ґрунтується на вилученні нафтопродуктів із проби води, що аналізуються, екстрагуванні за допомогою органічного розчинника, а саме хлороформу, подальшому випаровуванні хлороформу, розчиненні залишку в гексані, відокремленні полярних сполук інших класів колоночною хроматографією на оксиді алюмінію, подальшому випаровуванні гексану, гравіметричному вимірюванні маси залишку та розрахунку масової концентрації нафтопродуктів у вихідній пробі води.

Діапазон вимірювань масової концентрації нафтопродуктів у пробах води за МВВ № 081/12-0645-09 становить від 1 мг/дм^3 до 1000 мг/дм^3 включно. На практиці межу визначення № 081/12-0645-09 можна знизити до $0,3 \text{ мг/дм}^3$, але це призводить до значного збільшення похибки вимірювань і не дає змоги визначити відповідність води нормам ГДК на об'єктах рибогосподарського водокористування. З іншого боку, методика може бути застосована в разі наднормативного забруднення. Треба

враховувати, що гравіметрична методика не може бути застосована для дослідження забруднення води леткими вуглеводневими сполуками, бо вони втрачаються під час аналітичної процедури. Ще одним суттєвим недоліком гравіметричного методу вимірювання концентрації нафтопродуктів у воді є тривалий час, потрібний для проведення вимірювань. Тому метод не застосовують для поточного технологічного контролю на виробництві, а також в інших випадках, коли швидкість отримання результатів має першорядне значення.

Найбільш універсальним методом визначення нафтопродуктів, а для суми низькомолекулярних вуглеводнів - практично єдиним, є ІЧ-фотометрія після відокремлення інших органічних компонентів вод на колонці з оксидом алюмінію, що й покладено в основу цієї методики. Методикою МВВ № 081/12-0877-13 [9] встановлено метод вимірювання масової концентрації нафтопродуктів із використанням аналізаторів вмісту нафтопродуктів АН-1, АН-2, КН-2 та аналогічних, в основу роботи яких покладено ІЧ фотометричний метод: за допомогою двохканального спектрофотометра вимірюють різницю оптичних густин розчину нафтопродуктів у чотирихлористому вуглеці на двох довжинах хвиль. У першому (вимірювальному) каналі використовується довжина хвилі 3,42 мкм, яка відповідає поглинанню С-Н зв'язків у СН₂- і СН₃-групах аліфатичних, аліциклічних вуглеводнів і бокових ланцюгів ароматичних вуглеводнів, а також С-Н-групах ароматичного кільця. У другому (опорному) каналі використовується довжина хвилі 3,0 мкм, на якій вуглеводні не поглинають ІЧ-випромінювання. Наявність опорного каналу дозволяє виділити ослаблення світлового потоку, яке залежить тільки від концентрації вуглеводнів у розчині. Метод вимірювання масової концентрації нафтопродуктів у зворотних, поверхневих та підземних водах за МВВ № 081/12-0877-13 ґрунтується на вилученні емульгованих, розчинених і сорбованих форм нафтопродуктів із проби води екстракцією чотирихлористим вуглецем, хроматографічному відділенні нафтопродуктів від сполук інших класів на колонці з алюмінію оксидом. У одержаному елюаті фотометричним методом визначають масову концентрацію нафтопродуктів за інтенсивністю поглинання С-Н зв'язків метиленових (-СН₂-) і метильних (-СН₃) груп в ІЧ діапазоні спектра. Діапазон вимірювань масової концентрації нафтопродуктів у пробах вод за цією методикою становить від 0,025 мг/дм³ до 1000 мг/дм³ включно. Хоча методика придатна для контролю вмісту нафтопродуктів у воді на рівні встановлених нормативних значень, використання в аналітичній процедурі вуглецю чотирихлористого, забороненого в ЄС, США та інших країнах через його токсичність, спричиняє ускладнення в застосуванні цієї методики в подальшому у разі заборони

цього розчинника в Україні. В якості альтернативи вуглецю чотирихлористому може бути застосовано тетрахлоретилен або циклогексан (ASTM D7678-17(2022) [10]). В обох випадках заміна розчинника потребує модифікації приладів, при чому у разі тетрахлоретилену, зазвичай, достатньо звичайного ІЧ-спектрометра, а у разі циклогексану потрібен спеціальний прилад з високо інтенсивним джерелом ІЧ-випромінювання. На відміну від гравіметричного методу при визначенні нафтопродуктів за ІЧ фотометричним методом леткі вуглеводні, зазвичай, не втрачаються. Треба враховувати, що правильність результату, отриманого ІЧ фотометричним методом, сильно залежить від правильності підбору суміші вуглеводнів для калібрування приладу.

Для вимірювання концентрації нафтопродуктів у воді та ідентифікації їх складу також широко застосовується газова хроматографія. Метод ґрунтується на екстракційному витяганні нафтопродуктів із проби води екстрагентом, очищенні екстракту від полярних сполук сорбентом, аналізі отриманого елюату на газовому хроматографі, підсумовуванні площ хроматографічних піків вуглеводнів у діапазоні часів утримування, що дорівнюють та (або) перевищують н-октан, та розрахунку вмісту нафтопродуктів у воді за встановленою градувальною залежністю. Цей метод дає змогу визначити не тільки загальний вміст нафтопродуктів, а й проводити ідентифікацію і кількісне визначення індивідуальних компонентів. Зазвичай, використовують полум'яно-іонізаційне детектування [2], також існують методи з мас-спектрометричним детектуванням [11], при цьому вимірюють концентрацію індивідуальних вуглеводнів у діапазоні C_{10} - C_{40} . Діапазон вимірювання за ДСТУ EN ISO 9377-2:2022 [11] становить від 0,1 мг/дм³.

Сумарний вміст вуглеводнів, визначений газовою хроматографією, як правило, досить добре корелює з результатом гравіметричного визначення концентрації нафтопродуктів у цій самій пробі. Важливою складовою отримання правильних результатів газохроматографічного визначення концентрації нафтопродуктів є підбір калібрувальної суміші, яка якісно і кількісно має бути максимально наближеною до вимірюваної проби. Використання методик, заснованих на газохроматографічному методі особливо доцільне у разі необхідності ідентифікування якісного складу вуглеводневого забруднення, у тому числі природного походження, а також виявлення джерела антропогенного забруднення.

Серед інших методів дослідження вмісту нафтопродуктів у воді слід відмітити флуоресцентний метод (МВВ № 081/12-0910-14 [12]) та спектрометрія в УФ діапазоні довжин хвиль (від 250 нм до 360 нм). Головним недоліком цих методів є неможливість

детектування насичених вуглеводнів (алканів), які становлять основну масу забруднення нафтопродуктами, що значно обмежує ці методи та ставить під сумнів їх застосування у випадках надзвичайних ситуацій із розливом нафтопродуктів, які переважно складаються з алканів.

Окрім вибору методів контролю та врахування їх особливостей, значну складність у визначенні рівня забруднення водного об'єкта нафтопродуктами спричиняє відбирання проб. Роздільне опробування та визначення розчинених, емульгованих, сорбованих та плівкових нафтопродуктів пов'язано із значними експериментальними труднощами і виконується у разі спеціальних досліджень спеціалізованими лабораторіями. Для цілей рутинного контролю розчинені, емульговані і сорбовані на завислих частинках форми нафтопродуктів, зазвичай, визначають сумарно. Доцільність проведення відбору та визначення нафтопродуктів у плівці та донних відкладах визначається ціллю та завданням дослідження. У разі розливу нафтопродуктів та утворення на поверхні води плівки необхідно одночасно відбирати окремо пробу води з розчиненими та емульгованими нафтопродуктами, уникаючи потрапляння до проби плівки, та пробу плівки [2], визначати площу і товщину плівки.

У підсумку треба відмітити, що такий показник як нафтопродукти у воді неможливо вважати повністю об'єктивною мірою забруднення довкілля неполярними вуглеводнями, враховуючи значну розбіжність в методах аналізу та неоднозначність відбору проб при розливах нафтопродуктів.

Література

1. Total Petroleum Hydrocarbons Fact Sheet [URL:https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-11/k-epa-monitoring-dispersants-total-petroleum-hydrocarbons.pdf](https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-11/k-epa-monitoring-dispersants-total-petroleum-hydrocarbons.pdf)
2. Method 8015D Nonhalogenated Organics Using GC/FID. URL: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/8015d_r4.pdf
3. ДСТУ EN ISO 9377-2:2022 (EN ISO 9377-2:2000, IDT; ISO 9377-2:2000, IDT) Якість води. Визначення нафтопродуктів. Частина 2. Метод рідинного екстрагування і газової хроматографії
4. Методичні рекомендації з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Затверджені Наказом Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України 05 березня 2021 року № 173. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0173926-21#Text>

5. Гігієнічні нормативами якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення, затверджені Наказом Міністерства охорони здоров'я України 02 травня 2022 року № 721
6. ДСТУ 4808:2007 Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні і екологічні вимоги щодо якості води та правила вибирання
7. Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10) URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>
8. МВВ № 081/12-0645-09 Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації нафтопродуктів гравіметричним методом. Мінприроди України. Київ – 2009
9. МВВ № 081/12-0877-13 Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації нафтопродуктів методом інфрачервоної спектрофотометрії. Державна екологічна інспекція України. Київ – 2014
10. ASTM D7678-17(2022) Standard Test Method for Total Oil and Grease (TOG) and Total Petroleum Hydrocarbons (TPH) in Water and Wastewater with Solvent Extraction using Mid-IR Laser Spectroscopy
11. ДСТУ ISO 9377-2:2015 Якість води. Визначення нафтопродуктів у воді. Частина 2. Метод рідинної екстракції та газової хроматографії (ISO 9377-2:2000, IDT)
12. МВВ № 081/12-0910-14 Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації нафтопродуктів методом флуоресцентної спектрометрії спектрофотометрії. Київ – 2014

Карпій С. Є., здобувач PhD;

Тарабан Є. В., здобувач PhD;

Бєлоконь К. В., канд. техн. наук, доц.

Інженерний навчально-науковий інститут ім. Ю.М. Потебні Запорізького національного університету, м. Запоріжжя, Україна

АНАЛІЗ СТАНУ СИСТЕМИ УПРАВЛІННЯ ПРОМИСЛОВИМИ ВІДХОДАМИ В УКРАЇНІ ТА ЗАПОРІЗЬКОМУ РЕГІОНІ

Основними утворювачами промислових відходів є діяльність підприємств: гірничої промисловості; чорної та кольорової металургії; металообробної промисловості; машинобудування; енергетики; хімічної та суміжних галузей промисловості; харчової промисловості; легкої промисловості. До таких відходів належать матеріали, речовини, вироби, які утворилися в процесі виробництва продукції, виконання робіт чи надання послуг, та не знаходять застосування на певному підприємстві (організації), або ті, які повністю чи частково втратили свої споживчі властивості. На них припадає близько 90 % загальної маси відходів, накопичених в Україні [1].

Неощадливе великомасштабне використання природних ресурсів і високий рівень відходності в минулому призвели до накопичення тих відходів, які за сучасних умов перейшли до категорії ресурсноцінних [2]. Крім того, необхідно враховувати, що промисловість у світі загалом та в Україні зокрема не стоїть на місці, постійно розвивається та впроваджує сучасні технології обробки ресурсів, внаслідок чого з'являються нові, до цього часу не визначені, категорії промислових відходів.

Аналізуючи чинне національне законодавство у сфері охорони навколишнього середовища та екології, встановлено, що поняття «промислові відходи» у чіткому розумінні національного законодавства відсутнє. Наявні різні класифікації твердих промислових відходів. Так, за галузями промисловості відходи класифікуються на відходи паливної, металургійної, хімічної та інших галузей. За конкретними виробництвами поділяються на відходи сірководнистого, содового, фосфорокислотного та інших виробництв. Беручи до уваги фізико-хімічні властивості, відходи поділяють за агрегатним станом: тверді, рідкі, газоподібні; за горінням: горючі та негорючі; за методами переробки. За рівнем небезпеки промислові відходи

відносять до чотирьох класів небезпеки: I – надзвичайно небезпечні, II – високо небезпечні, III – помірно небезпечні, IV – мало небезпечні [3].

Державний класифікатор відходів, який був та залишається основоположним документом щодо інформаційного забезпечення та управління відходами, передбачає класифікацію відходів на основі системи обліку із дотриманням гармонізації з міжнародними нормативними документами, стандартами у сфері екології, ресурсозбереження та повторного використання сировини [4].

Автоматичне надання речовині, матеріалу чи предмету статусу промислових відходів за неможливості чи небажання виробника використовувати їх у своїх технологічних процесах звужує свободу бізнесу, спричиняє необґрунтовані додаткові обтяження збоку держави, що, своєю чергою, не відповідає актуальним вимогам та можливостям промислових виробництв та не відображає справжній стан речей та реальні проблеми, які потребують адміністративно-правового регулювання [5].

Отже, поняття «промислові відходи» повинне мати якнайширший рівень універсалізації, не будучи при цьому відверто декларативним та відірваним від реального застосування на практиці. Втрата споживчої цінності як критерій для надання речовині, матеріалу чи предмету статусу відходів у промисловості не може відігравати провідну роль, оскільки речовина, матеріал чи предмет можуть не мати жодного застосування у технологічному процесі на місці свого утворення, але при цьому мати значну цінність та попит як сировина для інших виробництв, іноді в тому самому секторі промисловості.

Слід враховувати, що з'являються та розвиваються виробництва, для яких відходи, що підлягали видаленню у зв'язку з відсутністю технологій для їх оброблення (перероблення), є сировинним ресурсом без необхідності попередньої обробки.

Уведення в норми законодавства поняття «промислові відходи» полегшило б відмежування їх від інших категорій відходів, та забезпечило би більш ефективну реалізацію норм законодавства у цій сфері.

До складу (в узагальненому вигляді) промислових відходів в Запорізькому регіоні входять[6]:

- відпрацьовані хімічні речовини у т.ч. кислоти, луги, солі – 0,66 %;
- відходи паливно-мастильних матеріалів – 0,04 %;
- осади та шлами промислових стоків – 3,1 %;
- суміш металів чорних та кольорових – 14 %;
- відходи, що можуть бути використані як вторинна сировина – 0,4 %;
- непридатне обладнання – 0,002 %;

- відходи тваринництва та харчової промисловості – 9 %;
- мінеральні речовини, стабілізовані, змішані та недиференційовані матеріали – 72,8 %.

Кожне промислове підприємство розробляє інструкцію та план заходів щодо збирання і тимчасового розміщення (зберігання) промислових відходів на промислових майданчиках. Відходи по мірі їх утворення збирають у тару, призначену для кожного класу небезпеки та категорії з дотриманням правил безпеки, а потім доставляють для тимчасового зберігання на промисловий майданчик (цех, ділянка, склад) і залишають на відведеному місці для подальшого перевезення на об'єкти утилізації, оброблення (перероблення), місця знешкодження або захоронення. Це призводить до санітарно-екологічних загроз, які пов'язані з впливом конкретних об'єктів на довкілля та здоров'я населення, а саме відсутність в місцях накопичення (видалення, захоронення) промислових відходів ефективного захисту від дії атмосферних опадів та вітру. Тому виникають можливості активізації хімічних реакцій у масиві промислових відходів, що в свою чергу призведе до забруднення компонентів навколишнього природного середовища та може призвести до негативного впливу на здоров'я населення.

У зв'язку з викладеним, можна зробити висновок, що питання управління промисловими відходами в Україні не в повному обсязі врегульовані на законодавчому рівні, існують такі недоліки, як невизначеність пріоритетних цілей та недостатній рівень інтеграції питань охорони навколишнього природного середовища у галузеві стратегії використання природних ресурсів.

Література

1. Трофімов І.Л. Оцінка впливу відходів побутового походження на екологічний стан України. *Східно-Європейський журнал передових технологій*. 2014. Т. 2. № 10(68). С. 25-39.
2. Разметаєв С.В. Правові питання визначення техногенних родовищ корисних копалин. Актуальні питання кодифікації екологічного законодавства України : зб. тез наук. доп. учасн. «круглого столу», 9 листоп. 2012 р. Х., 2012. С. 70–73.
3. ДСанПіН 2.2.7.029-99. Гігієнічні вимоги щодо поводження з промисловими відходами та визначення їх класу небезпеки для здоров'я населення. Чинний від 1999-07-01., ред. від 16-09-2014 Вид. офіц. 1999.
4. ДК 005-96. Класифікатор відходів. Чинний від 29-02-1996., ред. від. 01-05-2008 Вид. офіц. 1996.
5. Карнаух О.В. Промислові відходи як предмет адміністративно-правового

регулювання: вітчизняний та зарубіжний досвід. *Підприємництво, господарство і право*. 2018. № 6. С. 168-172.

6. Екологічний паспорт Запорізької області. м. Запоріжжя : Запорізька обласна державна адміністрація, 2023 р., 178 с.

Кобилянський В. Я.¹, канд. техн. наук;

Сорокіна К. Б.², канд. техн. наук;

Цапко Н. С.³, канд. техн. наук

¹ ТОВ «Науково-аналітичний центр якості води», м. Харків, Україна

² Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова, м. Харків, Україна

³ Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ЗАКОНОДАВЧЕ, НОРМАТИВНО-ПРАВОВЕ ТА МЕТОДОЛОГІЧНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ РЕАГУВАННЯ НА НАДЗВИЧАЙНІ СИТУАЦІЇ, СПРИЧИНЕНІ ЗАБРУДНЕННЯМ ВОДИ

В умовах воєнного стану, коли агресор намагається знищити критичну інфраструктуру в Україні, необхідно оцінювати загрози для централізованого водопостачання з точки зору можливого застосування хімічної, біологічної та радіаційно-ядерної зброї, яка може вразити вододжерела, споруди водопідготовки та водопровідні мережі, а також погіршити якість водопровідної води. Зважаючи на те, що проблема забезпечення населення якісною та безпечною питною водою є невідкладною, водопровідно-каналізаційні господарства мають бути забезпечені ефективними системами для оперативного та адекватного реагування на надзвичайні ситуації, спричинені хімічним, біологічним, радіаційним та ядерним (далі – ХБРЯ) забрудненням води.

Для ефективного вирішення цього питання необхідно розробити детальні плани реагування на надзвичайні ситуації, що можуть виникнути внаслідок хімічного або радіаційного, а також біологічного забруднення водогосподарських об'єктів. Ці плани мусять включати чітко визначені процедури для кожного можливого сценарію, що забезпечить швидку та координовану реакцію. Важливо також призначити відповідальних осіб і команди для виконання належних дій, щоб уникнути затримок у кризових ситуаціях. Крім того, необхідно забезпечити можливість використання передових технологій для оперативного виявлення забруднень і швидкого усунення проблем, що дозволить зменшити ризики для здоров'я населення і зберегти якість водопостачання.

У Кодексі цивільного захисту України [1] (далі – Кодекс) надзвичайна ситуація визначена як «обстановка на окремій території чи суб'єкті господарювання на ній або водному об'єкті, яка характеризується порушенням нормальних умов життєдіяльності населення, спричинена катастрофою, аварією, пожежею, стихійним лихом, епідемією, епізоотією, епіфітотією, застосуванням засобів ураження або іншою небезпечною подією, що призвела (може призвести) до виникнення загрози життю або здоров'ю населення, великої кількості загиблих і постраждалих, завдання значних матеріальних збитків, а також до неможливості проживання населення на такій території чи об'єкті, провадження на ній господарської діяльності».

До джерел небезпеки виникнення надзвичайних ситуацій техногенного характеру, здатних вплинути на якість питної води, зокрема відносять [1]:

- наслідки терористичної діяльності;
- гідротехнічні споруди;
- неконтрольоване ввезення, зберігання і використання на території України техногенно небезпечних технологій, речовин, матеріалів;
- надмірне та неврегульоване накопичення побутових і промислових відходів, непридатних для використання засобів захисту рослин;
- наслідки військової та іншої екологічно небезпечної діяльності.

Безпосередньо про забруднення води хімічними речовинами, біологічно патогенними агентами та радіоактивним / ядерним матеріалом (ХБРЯ забрудненнями) в [1] зазначено, що моніторинг і прогнозування надзвичайних ситуацій передбачають таку сукупність дій: «спостереження, лабораторний та інший контроль включають збирання, опрацювання і передавання інформації про забруднення води радіоактивними та хімічними речовинами, зараження збудниками інфекційних хвороб та іншими небезпечними біологічними агентами».

Необхідним є визначення переліку потенційних ХБРЯ забруднень води для забезпечення питної води, особливо в умовах воєнного стану. Цей процес включає ідентифікацію та моніторинг наявності таких забруднень, що дозволяє виявити можливі загрози і вжити відповідних заходів для їх усунення [2].

Для реалізації цього аспекту важливе значення має Технічний звіт ISO/TR 13530:2009 «Якість води. Настанови щодо аналітичного контролю якості для фізико-хімічного аналізу води». В умовах воєнного стану важливого значення також набуває стандарт ISO 17381:2003 «Якість води. Вибір і застосування методів аналізу води з готовим комплектом для випробування», який дозволяє проводити моніторинг

якості води в умовах дефіциту кваліфікованого персоналу, лабораторного обладнання, реактивів, приміщень.

Управління ризиками розпочинається з загального оцінювання ризику, а саме встановлення подій, що можуть статися, яка імовірність цього, які можуть бути наслідки, як можливо знизити ризик тощо [3]. На цьому етапі ключовим є ДСТУ IEC/ISO 31010:2013 «Керування ризиком. Методи загального оцінювання ризику» (IEC/ISO 31010:2009 «Risk management – Risk assessment techniques»).

Стандарти ISO, які мають відношення до постачання населенню безпечної питної води, охоплюють:

- настанови з відбору проб, що встановлюються стандартами серії ISO 5667 (Якість води), зокрема частинами 1–6, 14 і 16;

- оцінювання якості води за допомогою стандартів, розроблених технічними комітетами ISO/TC 147 «Якість води» та ISO/TC 224 «Послуги, пов'язані з експлуатацією систем постачання питної води та систем відведення стічних вод. Критерії якості послуг та показників якості»;

- стандарти з дослідження впливу хімічних речовин на водні ресурси, а також стандарти на мікробіологічні властивості води, що розробляються відповідними підкомітетами: ISO/TC 147/SC 2 «Фізичні, хімічні і біохімічні методи» та ISO/TC 147/SC 4 «Мікробіологічні методи»;

- нові стандарти ISO, зосереджені на якості комунальних послуг (можуть мати першорядне значення, особливо в районах, де стан водопровідних та каналізаційних мереж негативно впливає на якість питної води, що становить загрозу для здоров'я). Особливо важливе значення мають стандарти ISO 24510:2007 «Види діяльності, пов'язані з водопостачанням і стічними водами. Настанови щодо оцінювання і поліпшення послуг для користувачів» та ISO 24512:2007 «Види діяльності, пов'язані з водопостачанням і стічними водами. Настанови щодо управління спорудами для питної води і послуг, пов'язаних із питною водою».

Незважаючи на актуальність вказаних вище документів, досвід показує, що упровадження стандартів ISO, особливо в Україні, спорадичне. Необхідно застосовувати більш узгоджений і послідовний підхід, який сприятиме більшій обізнаності про стандарти ISO та їхню допоміжну роль для міжнародних документів – Протоколу з проблем води і здоров'я. Більше зусиль необхідно для того, щоб стандарти ISO стали доступними різними мовами та фінансово доступнішими для країн зі складними соціально-економічними умовами.

Ключові принципи та посили щодо організації моніторингу якості води, сформульовані експертною групою щодо нагляду за якістю питної води на основі ризик-підходу та технічної програми ВООЗ, включають такі методологічні положення [3–5]:

1. Нагляд за якістю питної води на основі ризик-підходу є життєво важливою функцією постачальника води. Він включає принципи Плану безпеки води та управління ризиками, які викладені в Настанові ВООЗ щодо якості питної води (четверте видання), Директиві Комісії ЄС 2015/1787 та Міжнародному стандарті BS EN 15975-2.

2. Нагляд за якістю питної води на основі ризику має вирішальне значення для охорони здоров'я населення. Сприяти такому нагляду є обов'язком уряду країни.

3. Нагляд за якістю питної води на основі ризику ґрунтується на поглиблених знаннях про водну систему від водозабору до споживача.

4. Санітарні інспекції є ключовим елементом нагляду за якістю питної води на основі ризик-підходу.

5. Нагляд за якістю питної води на основі ризик-підходу – це активний підхід до моніторингу та контролю критичних ризиків у водопостачанні. Він спрямовує моніторинг якості води на найважливіші, відповідні параметри для роботи системи та охорони здоров'я населення. Це також може бути обґрунтуванням відхилення від нормативних показників та частоти відбору проб на аналіз.

6. Моніторинг якості води підтверджує, а не визначає характеристики системи водопостачання. Моніторинг за дотриманням стандартів є важливою діяльністю, коли він ґрунтується на відомих ризиках для конкретної системи водопостачання.

7. Розроблення заходів із нагляду за якістю питної води на основі ризик-підходу, включаючи санітарні огляди, частково компенсує відсутність спеціалізованих лабораторних установ і може покращити загальні зусилля з моніторингу якості води там, де ресурси є обмеженими.

8. Нагляд за якістю питної води на основі ризик-підходу підвищує стійкість систем водопостачання шляхом виявлення вразливих місць та вдосконалення відповідних заходів.

9. Стратегії ефективної комунікації на всіх рівнях є невід'ємним елементом нагляду за якістю води.

Таким чином, реалізація зазначених стратегій та заходів сприятиме створенню комплексної системи, здатної забезпечити ефективне і адекватне реагування на ХБРЯ забруднення води, що є критично важливим для забезпечення якості питної води для

населення. Така система включатиме інтеграцію сучасних технологій для моніторингу та виявлення забруднень, розробку чітких протоколів реагування на надзвичайні ситуації, а також забезпечення належного навчання та підготовки персоналу. Вона дозволить оперативно реагувати на будь-які загрози, зменшити ризики для здоров'я населення та підтримувати високу якість питної води в умовах потенційних кризових ситуацій.

Література

1. Кодекс цивільного захисту України: Закон України від 2 жовтня 2012 року № 5403-VI. URL: <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/5403-17>.
2. Кобилянський В. Я., Сорокіна К. Б., Кравченко О. В. Характеристика потенційних хімічних, біологічних, радіаційних та ядерних забруднень води в умовах воєнного стану / В. Я. Кобилянський, К. Б. Сорокіна, О. В. Кравченко // *Наук. вісн. буд-ва*. – 2024. – № 110. – С. 53–61. doi: 10.33042/2311-7257.2024.110.1.8.
3. Strengthening drinking-water surveillance using risk-based approaches / World Health Organization, 2019. URL: <https://www.who.int/europe/publications/i/item/9789289054430>.
4. Guidelines for drinking-water quality / World Health Organization, 2022. URL: <https://iris.who.int/handle/10665/352532>.
5. Кобилянський В. Я. Плани убезпечення водопостачання та війна / В. Я. Кобилянський // *Водопостачання та водовідведення*. – Спеціальний випуск. – 2024. – С. 50-58. URL: <https://ukrvodokanal.in.ua/wp-content/uploads/2024/02/spetsvypusk-zhurnalu-za-lyutyj-2024-roku-1.pdf>.

Колесник О. О.,

Різниченко Є. С.,

Фесенко О. І., канд. техн. наук;

Бабіч О. В., канд. техн. наук, ст. дослідник

*Харківський національний університет міського господарства ім. О.М. Бекетова,
м. Харків, Україна*

БЕЗНАТРІЄВІ КЕРАМІЧНІ МІНЕРАЛІЗАТОРИ ПИТНОЇ ВОДИ ДЛЯ СИСТЕМ ЗВОРОТНОГО ОСМОСУ

Пріоритетність розробки нових чи вдосконалення наявних матеріалів та технологій їх одержання в першу чергу визначається потребою споживачів, зокрема у покращенні властивостей матеріалу або вирішенні проблем, що виникають при використанні існуючих матеріалів. Виходячи із цього, можна визначити, що першим етапом визначення перспективності розробки будь-якого нового матеріалу є визначення рівня задоволення споживача наявними варіантами. У випадку оцінки актуальності розробки мінералізаторів питної води для побутових систем очистки є визначення рівня забезпечення населення якісною питною водою та оцінка динаміки зміни цих показників у розрізі останнього десятиріччя [1].

До переліку трьох найбільших споживачів прісної води в кожній країні відносяться: промисловість, сільське господарство (домінуюче – землеробство) і домогосподарства (побутові споживачі). Співвідношення потреби води між вказаними трьома групами залежить від рівня розвитку економіки країн, густоти населення, кількості водних ресурсів держави, наслідків зміни клімату, рівня централізації забезпечення міст та регіонів системами водопостачання та водовідведення, ступеню урбанізації міст, тощо [2].

Загальну кількість води, яку використовує кожна держава на свої потреби можна оцінити за загальним рівнем річного забору прісної води. Потребу ж кожної галузі можна оцінити за відсотком з загального рівня річного забору прісної води. Цей показник включає загальний забір води та воду з опріснювальних установок у країнах, де вони є значним джерелом [3].

За друге десятиріччя ХХІ століття в Україні рівень відновлюваного внутрішнього ресурсу прісної води був сталий (порядку 55 млрд м³). У середньому за вказаний

період Україна використовувала порядку 20,5 % від цих запасів на рік, що відповідає продуктивності води у 9,16 \$/м³, яке відбивалося у загальному значенні ВВП держави [3, 4].

У попередніх дослідженнях [5] визначено, що в Україні за останнє десятиріччя спостерігається стала тенденція до зменшення кількості прісної води. Нажаль, повномасштабне вторгнення країни-агресора в Україну, суттєво вплинуло і на запаси питної води, зокрема втрачені чи забруднені значна кількість джерел, прісних річок, озер та водосховищ. Найбільша катастрофа у цьому напрямку пов'язана із руйнуванням Каховської ГЕС, що катастрофічно вплинуло не тільки на якість прісної води [6] в найближчих регіонах, а й на екологічну ситуацію в усій країні.

Незважаючи на те, що в Україні достатньо високий рівень забезпечення населення питною водою рівень смертності через вживання небезпечної питної води, недостатню санітарію чи повну відсутність гігієни у 2019 році склав 2,3 людини на 100000 осіб населення [4, 5]. Сама по собі вода, не може принести шкоди організму, звісно при її споживанні в межах добової норми. Проте переважна більшість води, яка поступає до наших осель є забрудненою домішками. Ці домішки здатні змінювати смак води, та чинити негативний вплив на наше здоров'я та самопочуття. Окрім цього, у світі існують ряд регіонів, в яких об'єми прісної питної води є суттєво обмеженими, а централізоване водопостачання води придатної до щоденного вживання води взагалі відсутнім.

Вода є необхідною умовою для зародження та існування життя, адже саме вона регулює обмінні процеси речовин в живих організмів. Забезпечення доступу до достатньої кількості безпечної води, яка може бути спожита людиною, має значну кількість значень, першочерговою з яких є захист здоров'я населення та сталості його розвитку. Споживання води зростає вдвічі швидше, ніж зростання населення, і очікується, що до 2050 року більше половини людей у світі будуть жити у нестачі води. У відповідь на цю загрозу використання відновленої/переробленої води, зібраної дощової води та особливо опрісненої води стає все більш критичним для виживання.

Ці джерела потребують очищення – життєво необхідного процесу видалення токсинів, патогенів, зважених твердих речовин і газів, щоб зробити такі джерела води придатними для споживання людиною. Однак у процесі очищення та дезінфекції води також видаляються важливі мінерали, такі як кальцій і магній, що призводить до демінералізації води. Всесвітня організація охорони здоров'я разом із активним проєктами Європейського союзу з 1980 р. досліджує вплив питної демінералізованої

води на здоров'я. Дослідження прийшли до висновку, що демінералізована вода не тільки має незадовільні смакові властивості, але й має глибокий прямий негативний вплив на здоров'я тварин і людей [7]. Багата мінералами вода може сприяти засвоєнню іонів кальцію та магнію, кращій гідратації, балансу електролітів в організмі, та в цілому забезпеченню здорового харчуванню.

Враховуючи рівень зношування систем водопостачання та водовідведення в урбанізованих містах, складність та тривалість проведення реконструкцій водоочисних споруд, обмежені грошові ресурси держави на потреби комунального сектору та масове забруднення водою найбільш ефективнішим рішенням проблеми забезпечення населення України якісною питною водою для щоденного вживання є використання індивідуальних систем фільтрації води.

Серед значного розмаїття виробників та конструкцій систем очистки та підготовки води найбільшого поширення набула система зворотного осмосу [5]. Їх особливістю є наявність спеціальної напівпроникної мембрани, яка містить вузькі пори із розмірами, що відповідають розмірам молекули води, і тому є найбільш селективними. Вони затримують всі бактерії та віруси, переважну кількість розчинених солей та органічних речовин, в тому числі залізо і гумусові сполуки, які надають воді забарвлення й патогенні речовини. Окремо фільтри зворотного осмосу використовують вкрай рідко. В більшості систем передбачена початкова механічна обробка води перед її подачею на фільтр зворотного осмосу та додаткова обробка після очистки, тому цю систему очистки можна вважати комбінованою.

Проте системи зворотного осмосу має значний недолік – високу ефективність очистки, яка приводить до практично повної демінералізації води (загальний солевміст 50–80 мг/л).

Аналізуючи нормуючу літературу Т.А. Сафранов [8], вказує, що існують різні рівні вимог до рівня мінералізації води, зокрема:

1. ВООЗ рекомендує значення загальної мінералізації – 1000 мг/л;
2. Агентство з охорони навколишнього середовища США – 500 мг/л;
3. Директива ЄС про питну воду 80/778/ЕС – 500 мг/л;
4. ДСанПіН2.2.4-171-10 регламентує різні рівні сухого залишку для різних типів води:

- менше 1000, інколи 1500 мг/л для водопровідної води, води з колодязів та каптажів джерел);
- менше 1000 мг/л для води фасованої, води з пунктів розливу та бюветів).

5. ДСТУ 7525:2014 регламентує мінералізацію 1000-1500 мг/л.

Проте, якщо казати про воду для щоденного вживання, то відповідно до ДСанПіН 2.2.4-171-10, вона повинна мати рівень мінералізації 200–500 мг/л.

Для усунення цього ефекту обов'язковим елементом системи зворотного осмосу є картридж для мінералізації води. Проте існуючі мінералізатори є малоефективними. Так системи на основі сумішей водорозчинних солей характеризуються нерівномірною мінералізацією води, а системи на основі природних мінералів низьким, та в багатьох випадках непередбачуваним, рівнем вилуговування катіонів.

Саме тому актуальною проблемою є розробка екологічних та невагісних матеріалів для мінералізації побутової питної води й визначення їх властивостей.

Мета роботи – розробка складів композиційних керамічних мінералізатор з мінімальним вмістом натрію для систем зворотного осмосу.

Для синтезу композиційних матеріалів були використані наступні сировинні матеріали: глина, польовошпатований концентрат Майдан-Вільського родовища, поташ, крейда, карбонат літію та водорозчинні солі – $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ та CaF_2 . Для формування каналних пор у структурі матеріалів до їх складу вводили 10 % тирси. Підготовані сипкі сировинні матеріали змішували та додавали воду. Після гомогенізації шихти з водою готову масу витримували впродовж доби для набухання глини. Після цього глину знову ретельно перемішували та після візуальної перевірки на однорідність переходили до формування зразків методом екструзії на ручному екструдері через насадку з діаметром формуючого отвору 5 мм. Готові стрічки розрізали лезом на окремі циліндри довжиною близько 1 сантиметру. Готові циліндри висушували в сушильній шафі при температурі 105 °С впродовж 30 хвилин та випалювали за раніше встановленим [5] тристадійним режимом при максимальній температурі 900 °С впродовж 30 хв.

Для проведення досліджень зміни солевмісту розчинів із дослідними зразками при витримці у дистильованій воді було підготовано наважки дослідних (БНМ-2) мінералізаторів.

Для встановлення впливу співвідношення площі поверхні контакту зразків до об'єму рідини підготовані дві серії зразків. Підготовку зразків та проведення дослідів проводили за раніше розробленою методикою [5].

Для обох дослідних проб у перші дві години витримки спостерігається інтенсивне збільшення солевмісту, яке із наближенням розчину до рівноважного стану

сповільнюється. Незважаючи на подібність зміни характеру солевмісту між двома залежностями є суттєва відмінність: при збільшенні вказаного співвідношення до 0,4 см²/мл спостерігається більш інтенсивне зростання солевмісту, яке досягає мінімального для використання у якості питної повсякденної води значення 200 мг/л вже після 7х годин витримки, тоді як розчин із співвідношенням 0,16 см²/мл не досягає його і через 24 години витримки.

Аналогічну форму має залежність електропровідності води від часу експозиції (рис. 1), що підтверджує правильність одержаних результатів.

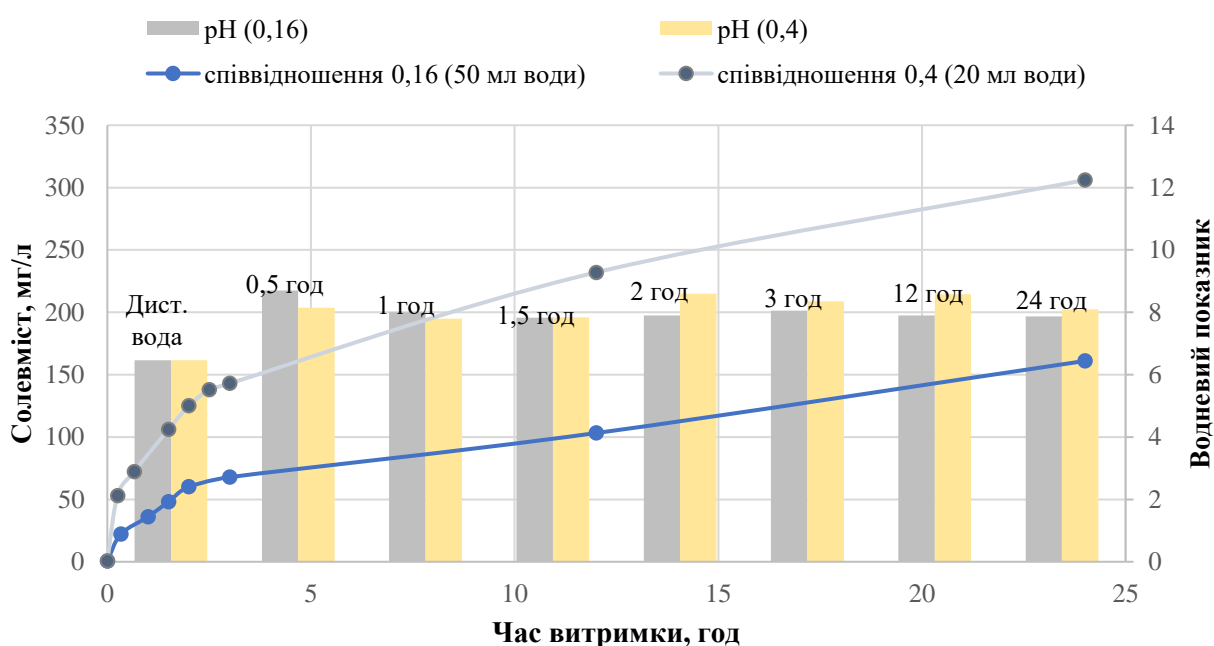


Рисунок 1 – Залежність електропровідності розчинів та значень їх pH від часу витримки з мінералізатором БНМ-2

Аналізуючи зміну pH одержаних розчинів можна визначити, що вказане співвідношення не чинить суттєвого впливу на значення pH розчинів. Впродовж перших 30 хв витримки спостерігається інтенсивне зростання pH від 6,46 (дист. вода) до 8,15–8,70 через інтенсивний процес виходу іонів. Вже через годину витримки значення pH стабілізуються і зберігаються на рівні близько 8 одиниць. Окремим дослідженням було визначено pH розчинів через 72–96 години витримки, який складає 7,72–7,87. Незначне зменшення значень pH відбувається за рахунок контакту води з вуглекислим газом з повітря.

На основі одержаних результатів можна припустити, що при промисловому одержанні мінералізаторів на основі розроблених керамічних матеріалів, вказане

співвідношення повинно максимально наближатися до одиниці. Це може бути досягнуто за рахунок щільної упаковки часток мінералізатора у картриджі.

Розроблені композиційні матеріали є перспективними для подальших досліджень у напрямку створення мінералізаторів питної води пролонгованої дії для побутових систем очистки питної води для щоденного вживання.

Література

1. Пащенко А.С. Перспектива розробки нових матеріалів для побутових систем очистки питної води / Пащенко А.С., Козієва А.В., Фесенко О.І. // Матеріали XVII Всеукраїнської студентської науково-технічної конференції «Сталий розвиток міст», 18-19 квітня 2024, ХНУМГ, м. Харків. – С. 194-196.
2. Dondeynaz C. Assessing Development Pathway Trends in Developing Countries over the 1995-2010 Period Using Multivariate Analysis / C. Dondeynaz, C. Moreno / Journal of Water Resource and Protection. – 2018. – Vol. 10, № 3. – P. 304-326.
3. Annual freshwater withdrawals. Food and Agriculture Organization, AQUASTAT data. URL: <https://data.worldbank.org/indicator/ER.H2O.FWTL.ZS>
4. Data worldbank. Water productivity, total (constant 2015 US\$ GDP per cubic meter of total freshwater withdrawal). URL: <https://data.worldbank.org/indicator/ER.GDP.FWTL.M3.KD>
5. Фесенко О. Дослідження процесів мінералізації питної води керамічними мінералізаторами для систем очищення побутової води / О. Фесенко, Ю. Масальський, К. Бардакова [та ін.]. // Вісник НТУ «ХПІ». Серія: Інноваційні дослідження у наукових роботах студентів. – 2023. – № 2. – С. 58-65.
6. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища : монографія / О.Г. Васенко, О.В. Рибалова, С.Р. Артем'єв [та ін.]. Харків : НУГЗУ, 2015. – 419 с.
7. CORDIS - EU research results. A scalable, low cost solution for healthy mineralization of drinking water. URL: <https://cordis.europa.eu/project/id/876211>
8. Сафранов Т.А. Антропогенний вплив на природнесередовище / Т.А. Сафранов // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – 2018. – No 1, 2(29). – С. 73-80.

Коресян П. Ю., аспірант;

Тараненкова В. В., д-р. техн. наук

ВІТВ НТУ «ХПІ», м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ ПЕРЕВАГИ ВИРОБНИЦТВА ТА ЗАСТОСУВАННЯ МАГНЕЗІАЛЬНИХ В'ЯЖУЧИХ

Сьогодні Україна має величезний виклик – післявоєнна віднова. Це величезний виклик, який започаткує та визначатиме напрямок розвитку будівельної промисловості в подальшому. Саме розвиток будівельної промисловості сьогодні є перспективою розвитку України в майбутньому. Потреба у нових, сучасних будівельних матеріалах, які будуть дешевші, більш екологічні, матимуть більший спектр використання на відміну від тих будівельних матеріалів, які використовуються зараз, і ця тенденція по всьому світу.

Галузь будівництва є однією з найбільших виробників CO₂ викидів [1]. Найбільші викиди парникових газів відзначаються при виробництві цементу та металевих будівельних матеріалів. Враховуючи, що у всьому світі виробляються мільярди тон портландцементу, це сприяє екологічному навантаженню через величезну кількість CO₂, що виділяються в атмосферу в процесі розкладання вапняку та спалювання вугілля. Із загальної чисельності населення світу половина проживає у містах, а деякі прогнози вказують на збільшення до 60% міського населення до 2030 року. Зважаючи на те, що вимоги до життя та роботи постійно змінюються, стає очевидним, що рішення щодо зниження негативного впливу споруд на довкілля за рахунок зниження виробництва будівель не є перспективним.

Міські райони, в яких проживає 50% населення планети займають 3% поверхні планети та споживають 60-80% світової енергії та виробляють 70% власних викидів вуглекислого газу [2]. Багато підприємств будівельної галузі розробляють політику, спрямовану на зменшення впливу на навколишнє середовище в результаті зростаючої екологічної свідомості по всьому світу. У зв'язку з цим розробка та виробництво більш екологічно чистих та стійких будівельних матеріалів є сучасною тенденцією у будівельній галузі, метою якої є зниження впливу на навколишнє середовище.

Виробництво традиційного портландцементу енергоємний процес та основне джерело викидів CO₂, на частку яких припадає 5-10 % світових викидів парникових газів [3]. Близько 0,85 тонн CO₂ викидаються на кожну тонну виробленого традиційного

портландцементу. Цей суттєвий викид CO₂ представляє значні екологічні ризики, включаючи руйнування озонового шару та посилення глобального потепління, що підкреслює гостру необхідність у більш екологічних методах виробництва цементу.

У 1867 році Станіслав Сорель вперше винайшов цемент на основі оксіхлориду магнія, тому його також називають цементом Сореля [2, 3]. Це екологічно чистий та негідралічний цемент, отриманий шляхом змішування легкообпаленого MgO з концентрованим розчином хлориду магнію. Оксіхлорид магнію привернув до себе увагу завдяки своїм чисельним характеристикам, які відрізняють його від традиційного портландцементу. Виробництво цементу на основі оксіхлориду магнію, потребує нижчих температур (<1000°C), що зробило його енергоефективною альтернативою традиційному портландцементу. Крім того, отриманий цемент із використанням MgO також має високу механічну міцність, здатність до тужавіння на повітрі, легку вагу, низьку теплопровідність, високу стійкість до стирання та стійкість до олій, жирів та фарб. Крім того, оксіхлорид магнію має високу міцність на ранніх етапах тужавіння. Світове виробництво оксиду магнію складає приблизно 14 млн тонн на рік, який включає як каустичний прожарений MgO, так і повністю обпалений оксид магнію [4]. Повністю обпалений оксид магнію становить більше 60 % виробництва оксиду магнію, в основному для вогнетривких виробів, тоді як каустичний прожарений MgO становить решту для застосування у сільському господарстві та будівництві. Таким чином, виробництво цементу на основі оксиду магнію є економічно та екологічно вигідніше, що робить цементи на основі оксиду магнію життєздатною альтернативою портландцементу.

Через низьку лужність оксіхлорид магнієвий цемент можна використовувати разом із скловолокном без проблем старіння, які дуже поширені при змішуванні скловолокна з традиційним портландцементом [1]. Цемент на основі оксіхлориду магнію має високу стійкість до стирання та у порівнянні з його механічними властивостями дозволяє використовувати оксіхлорид магнієвий цемент для виготовлення промислових підлог, шліфувальних кругів та функціональних панелей.

Одна з домінуючих тенденцій – це використання деревинних відходів у будівельній галузі [2, 3]. Протягом усієї історії деревина використовувалася людьми для задоволення різних потреб, в тому числі для виготовлення будівельних матеріалів. Деревина – це матеріал з відмінними механічними та термічними властивостями, який є природнім, відновлювальним та біорозкладним. Деревинні матеріали зазвичай мають значно менший вплив на довкілля на етапах виробництва

та утилізації, ніж порівняні продукти, виготовлені з неорганічних матеріалів чи копалин. На початку XXI століття спостерігається зростання споживання деревини.

Повністю замінити бетонні будівлі дерев'яними неможливо, оскільки кожен будівельний матеріал має свої переваги та недоліки. Найкращою стратегією є об'єднання екологічних переваг деревини з перевагами бетону для виробництва більш стійкого будівельного матеріалу. Це можна зробити, зменшивши кількість цементу в бетонній суміші та замінивши його подрібненими шматочками деревини у тому числі деревинними відходами. Оскільки добре відомо, що управління відходами є серйозною проблемою в будівельній галузі, розробка рішення щодо подальшого використання матеріалу, що вважається відходами, ідеально вписується в принципи економіки замкнутого циклу. Лісова промисловість виробляє велику кількість відходів, тому лісозаготівельний бізнес часто стикається з залишками деревини протягом усього року, але ці ресурси повністю не використовуються [2].

Деревинні відходи можуть бути цінним джерелом матеріалу для виробництва енергії, а також сировиною для виробів з деревини, таких як ДСП, целюлоза та папір, а також композитні матеріали. Однак деревинні відходи також можуть становити небезпеку для навколишнього середовища та здоров'я, якщо з ними не поводитися та не утилізувати належним чином. Кількість деревинних відходів на європейському рівні становить близько 33,2 млн. тонн. [2] Для утилізації деревинних відходів використовуються три основні методи переробки: найбільш поширеним методом є поховання, близько 37%; далі – рекуперація матеріалів та переробка відходів, часто у ДСП, близько 33%; останній метод – енергетична рекуперація, наприклад вироблення тепла або когенерація, близько 30%.

Несумісність деревини та цементу є основною перешкодою на шляху розвитку деревино-цементних будівельних матеріалів, це відбувається через те, що деякі розчинні сполуки в деревині запобігають або уповільнюють процес гідратації цементу [2]. В результаті деревино-цементні композити мають меншу механічну міцність. Використання різних замінників, таких як цемент на основі MgO є одним із способів подолання цієї несумісності. Цемент на основі оксидлориду магнію може бути ідеальним вибором для деревино-цементних виробів через його низьку лужність та швидке тужавлення, а природний відтінок цементу жовтуватий і дуже нагадує колір деяких порід натурального дерева. Використання композиційного матеріалу «деревина-оксидлорид магнію» також може допомогти вирішити екологічні проблеми у деревообробній промисловості. Тут відходи в основному утворюються в процесі

переробки деревини на похідні товари, які відповідають очікуванням споживачів, такі як меблі, фанера або лісопильні заводи.

Дослідження [1,2] показали, що композити «деревина-оксіхлорид магнію», мали більш низьку теплопровідність, високий опір вигину, високий залишковий опір вигину після впливу високих температур та занурення у воду. Навіть якщо водопоглинання збільшувалося зі збільшенням вмісту деревинного волокна, його все одно можна вважати низьким. Властивості цементу дозволяють використовувати його у складі будівельних елементів із високим рівнем звукопоглинання. Також є дослідження приготування екологічно чистого та високоефективного клею на основі оксіхлориду магнію, що не містить формальдегід. Проведені дослідження [1] виявили зниження викидів парникових газів під час використання оксіхлорид магнієвого цементу у складі дерев'яних плит. Викиди парникових газів, пов'язаних з виробництвом таких плит, був на 71% нижче порівняно з виробництвом фанери та порівняно з ДСП на основі смоли. Більше того, токсичність для людини деревино-оксіхлорид магнієвої плити була на 58% нижчою порівняно з традиційним виробництвом ДСП на основі смоли, оскільки в останньому використовується велика кількість високотоксичної смоли.

Оксіхлорид магнієві цементи мають низьку водостійкість [5], цей недолік досить легко вирішується шляхом введення добавок – фосфорна кислота та розчинні фосфати, включаючи фосфати лужноземельних металів, заліза, алюмінію та фосфати аміаку. Додавання розчинних фосфатів до оксіхлорид магнієвих цементів підвищує водостійкість за рахунок утворення нерозчинних фосфатних комплексів, а фосфати абсорбуються на поверхні зерен $5\text{Mg}(\text{OH})_2\text{-MgCl}_2\text{-}8\text{H}_2\text{O}$ (5-фаза), що призводить до утворення шару нерозчинних комплексів для захисту 5-фази.

Дослідження у напрямку деревина-оксіхлорид магнію є потребою сьогодення для вирішення викликів, які постають перед Україною, це може стати економічною, технологічною, а найголовніше – екологічною перевагою для відновлення та планування майбутнього у економічно сильній та екологічно чистій Україні.

Література

1. Andreea Maier, Daniela Lucia Manea. Perspective of Using Magnesium Oxychloride Cement (MOC) and Wood as a Composite Building Material: A Bibliometric Literature Review. *Materials* 2022, 15, 1772.
2. Dorin Maier. A Review of the Environmental Benefits of Using Wood Waste and Magnesium Oxychloride Cement as a Composite Building Material. *Materials* 2023, 16, 1944.

3. Farhan Ahmad, Sanket Rawat, Yixia Zhang. Magnesium Oxychloride Cement: Development, Opportunities and Challenges. *Appl. Sci.* 2024, 14, 3074.
4. Ellina Bernard, Hoang Nguyen, Shiho Kawashima, Barbara Lothenbach, Hegoi Manzano, John Provis, Allan Scott, Cise Unluer, Frank Winnefeld, Paivo Kinnunen. MgO-based cements – Current status and opportunities. *RILEM Technical Letters* (2023) 8: 65-78.
5. Dehua Deng. The mechanism for soluble phosphates to improve the water resistance of magnesium oxychloride cement. *Cement and Concrete Research* 33 (2003) 1311-1317.

Косуліна Н. Г., д-р. техн. наук.;

Шигимага В. О., д-р техн. наук.;

Чорна М. О., канд. техн. наук,

Сухін В. В. ст. викладач

Державний біотехнологічний університет, м. Харків, Україна

Косулін С. В., канд. мед. наук

Харківський національний медичний університет, м. Харків, Україна

РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ З ДЕЗИНФЕКЦІЇ ВОВНИ

Анотація

В роботі розглянуто екологічні питання дезінфекції вовни при її первинної обробки та результати експериментальних досліджень по дезінфекції вовни

Ключові слова. дезінфекція вовни, стафілокок, електромагнітне випромінювання, патогенні мікроорганізми.

Вступ

Як відомо [1-3] вовна несе у собі велику кількість бактеріальної флори, загалом у 1 г вовни міститься до 400...700 мільйонів бактерій. При проведенні класування та сортування вовни це призводить до попадання бактерій на шкірний покрив з пилом у вічі та органи дихання робітників. З іншого боку забруднюється бактеріями повітряне середовище [1-3]. Поряд з бактеріями у повітря, що вдихається, потрапляють і спори грибків.

Особливу небезпеку для виникнення мікробних захворювань органів носоглотки та дихальних шляхів, а також грибкових захворювань шкіри та підшкірної клітковини становлять так звані санітарно-показові мікроорганізми. До них відносяться стафілококи, стрептококи, кишкова паличка.

Обробка тваринної сировини нерідко призводить до зараження робочих збудниками бруцеллезу, мітерозу, сапу, токсікоплазмозу, Ку-рекетмозу, лептоспірозу, сибірки та чуми. [1...3]. Таким чином, для зниження захворюваності робітників-класувальників та сортувальниць необхідно застосовувати дезінфекцію вовни в процесі її попередньої підготовки.

Аналіз літературних даних та постановка проблеми. В даний час ефективними методами дезінфекції вовни є пароформалінові камери, камери Крупіна та метод миття вовни із застосуванням формаліну. Крім того, цікавий метод дезінфекції вовни шляхом екстрагування її розчинниками з додаванням деяких реагентів. Методи дезінфекції вовни, що застосовуються в даний час, викликають пошкодження волокон. Пояснюється це гідравлічною дією на кератин водяної пари. Після дезінфекції поточною парою, за даними [3], не пошкоджених волокон не залишається.

В останні роки розроблено нові препарати та методики застосування дезінфектантів у медицині, ветеринарії та санітарії. До них відноситься дезоксон-4 [1], що володіє вираженою бактерицидною та спороцидною активністю щодо збудників кишкових та краплинних інфекцій бактерицидної етіології, туберкульозу та сибірки та «Дезефект» [2], низька токсичність якого поєднується з широким спектром антимікробної актив.

Однак, застосування хімічних дезінфікуючих препаратів для знищення патогенних мікроорганізмів у вовні пов'язане зі значними витратами праці, часу, впливом їх на якість волокна, організм людини та навколишнє середовище [3].

Проведений аналіз показує, що для знищення патогенних мікроорганізмів у вовні, збереження якості волокон вовни та екології навколишнього середовища необхідно застосовувати ЕМ (електромагнітної енергії) методи дезінфекції та підігріву вовни. Застосування ЕМ енергії для дезінфекції та підігріву вовни дозволить скоротити тривалість технологічного процесу, покращити санітарно-гігієнічні умови праці, підвищити продуктивність праці.

Мета досліджень – провести експериментальні дослідження з впливу електромагнітного випромінювання на вовну з метою визначення біотропних параметрів та температури для знищення мікроорганізмів – стафілококів (дезінфекції)

Матеріали та методи дослідження. На основі аналізу літературних джерел встановлено, що у вовні вівці можуть бути численні мікроорганізми, загибель яких настає при підвищенні температури або дії хімічних препаратів.

До патогенних мікроорганізмів відносяться коки: (*Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Neisserin*); патогенні палички (*Listeria*, *E. Coli*); патогенні мікроорганізми (*Bmelitensis* - Бруцельоз, *Bantracis* – Сибірська виразка, *Coxiella burnetti* – Ку-лихоманка). Мікроорганізми (*Staphylococcus*) гинуть при температурі 70°C через 10...15 хв, а застосування дезінфікуючих засобів через 15...20 хв. *Streptococcus* гинуть при температурі 60°C через 30 хв, а дезінфікуючі засоби призводять до загибелі через

50...60 хв. При температурі 55⁰С мікроорганізми (Neisserin) гинуть через 5 хв, а ультрафіолетове випромінювання їх вбиває за кілька хвилин. Патогенні палички (Listeria, E.Coli) гинуть при температурі 60⁰С протягом 15 хв, а застосування речовин, що дезінфікують, сприяє їх пригніченню через 20...30 хв. Мікроорганізми Бруцельози та Сибірської виразки гинуть при температурі 55⁰С через 30...40 хв, а дезінфікуючі речовини призводять до загибелі через 2-3 доби. Мікроорганізми лихоманки-Ку найбільш стійкі до температури та дезінфікуючих речовин.. Вони можуть зберігатися у стерильній воді 3...4 місяці, виявляти стійкість до дії 5% розчину формаліну. З проведеного аналізу випливає, що мікроорганізми та спори, що містяться в вовні, можна знищити як за рахунок дії електромагнітного поля (ЕМП) з певними біотропними параметрами (частота, щільність потоку потужності, експозиція), так і за рахунок підвищення температури в стосах вовни енергією електромагнітного поля.

Для визначення кількісного та якісного складу мікроорганізмів були використані уніфіковані методики.

1. Для визначення кількісного складу мікрофлори застосовувався «глибинний» метод посіву, що дало можливість підрахувати аеробну та анаеробну флору.

2. Для визначення патогенної мікрофлори було проведено наступні дії. Вироблявся посів на спеціальні диференціальні середовища. Для виділення мікробів групи сальмонел посів вироблявся навісмутсульфітний агар і накопичувальне магнієве середовище. Посіви інкубувалися при температурі 37⁰С 24...48 годин, вивчалися колонії, що вирости, і проводилася їх первинна ідентифікація на середовищі Клігlera. Підозрюваних колоній на сальмонели при первинній ідентифікації не виявлено та дослідження на сальмонели на цьому етапі було припинено. Для дослідження на дизентерію проводився первинний посів на середовище Плоскірева. Посіви інкубувалися в термостаті 24 години за температури 37⁰С. Підозрюваних колоній не виявлено. Дослідження дизентерію на цьому етапі припинено.

Для дослідження на патогенні етеріхії посів проводився серед Ендо. Через добу колонії, що вирости, вивчалися на середовищі Клігlera, Сімонса і м'ясопептонному агарі. Це первинна ідентифікація мікроорганізмів. Ще через 24 години проводився біохімічний облік: лактоза та глюкоза розкладання до кислоти та газу, індол+, сірководень не утворився. При такій біохімічній поведінці могли бути виділені і патогенні етеріхії, тому вивчалася їхня серологічна структура з аглютинуючими сироватками.

3. Надалі проводились посіви для виявлення та кількісного обліку умовно-патогенної флори, для чого змивна рідина з 1 г вовни піддавалася десятикратному

розведенню фізіологічним розчином. Потім 1 мл з кожного розведення засівався на середовище з кров'яним агаром для визначення гемолітичної флори (стрептококів, ентерококів); на середу Чистовича – визначення стафілококів, зокрема. патогенного стафілокока Saurens; на середу Сабуро – для: визначення грибів роду Candida та цвілевих грибів; на середу Ендо – для визначення умовно-патогенних ентеробактерій (E.Coli, Enterobacter, Hafnia тощо).

Для визначення корисного зростання протею виробляли посів на м'ясопептонний агар за Шукевичем, а для визначення анаеробів – на тіоглікогенове середовище.

З виявлених у шерсті мікроорганізмів найбільш небезпечними для людини є стафілококи. Стафілококи є найбільш біохімічно активними мікроорганізмами, які можуть виробляти екзотоксин.

Тому для визначення біотропних параметрів ЕМП, при яких буде пригнічення стафілококів та інших мікроорганізмів в вовні, було проведено багатофакторний експеримент із мікроорганізмами золотистого стафілокока. Матеріал для досліджень із мікроорганізмами золотистого стафілокока брався пастерівською піпеткою і засівався на жовтково-селевий агар і на агар із 3...5% вмістом крові у чашки Петрі.

Усі посіви ставилися в термостат на добу за температури 37⁰С. Потім протягом трьох днів з даного матеріалу отримували чисту культуру. Першого дня краплю досліджуваного матеріалу піпеткою наносили на поверхню агару в чашці Петрі. Потім шпателем втирали матеріал у поверхню середовища і тим самим шпателем виробляли посів другої та третьої чашки. За такого посіву на першу чашку припадає багато матеріалу, на другу менше і на третю ще менше. Другого дня вивчали зростання мікробів на чашках. Із третьої чашки ізольовані колонії пересівали на скошений агар. Посіви ставили у термостат. На третій день вивчали характер зростання колоній на скошеному агарі і, переконавшись у тому, що культура чиста, почали багатофакторний експеримент.

Таблиця 1 – Значення факторів в експерименті

Інтервал варіювання та рівень факторів	Частота, ГГц	Щільність потоку потужності, мВт/см ²	Експозиція, с
	X ₁	X ₂	X ₃
Нульовий рівень, X _i = 0	35,8	3	240
Інтервал варіювання, Δ _i	0,5	1	60
Верхній рівень, X _i = +1	36,3	4,0	300
Нижній рівень X _i = -1	35,3	2,0	180

Для отримання залежності, що пов'язує кількість стафілококів з параметрами ЕМП за наявності адитивної перешкоди випадкового характеру, можна застосувати повнофакторне планування другого порядку. Значення факторів та їх інтервали варіювання наведені у табл. 1

Для побудови плану другого порядку використовуються дані в табл. 2

Таблиця 2 – Дані для побудови плану другого порядку

Число факторів, K	Число точок ядра	Число зіркових точок, N_a	Число нульових точок, N_0	Зіркові точки, α	Число дослідів N
3	8	6	6	1,682	20

Після проведення вимірювань та розрахунків отримано рівняння регресії, пов'язане зі знищенням стафілококів ЕМІ міліметрового діапазону (мм) діапазону:
 $Y = 607 - 600X_1 + 492X_2 + 506X_3 + 300X_1X_2 + 400X_1X_3 + 200X_2X_3 + 1805X_1^2 + 200X_2^2 + 225X_3^2$. (1)

де Y – вихідний параметр (кількість стафілококів); X_1 – частота електромагнітного випромінювання; X_2 – густина потоку потужності; X_3 – час опромінення стафілококів.

Перевірка значимості коефіцієнтів регресії проводилася за рівня значущості $\alpha = 0,05$ за критерієм Стьюдента. З урахуванням значущості коефіцієнтів, рівняння регресії для пригнічення стафілококів набуває вигляду (2). На підставі перевірки даного рівняння на адекватність за критерієм Фішера зроблено висновок, що рівняння адекватно описує реальний процес, і, отже, дозволяє оцінити характер впливу кожного із трьох факторів на функції відгуку. Крім того, стало можливим практичне використання одержаної моделі для прогнозування значення вихідного сигналу в області варіювання параметрів X_i .

Для знаходження оптимальних параметрів процесу вирішено систему рівнянь, отриманих прирівнюванням до нуля значень градієнтів компонентів, обчислених за виразом:

$$\frac{dY}{dX_1} = b_1 + 2b_n X_1 + \sum_{j=1}^n b_{1j} X_j, \quad (2)$$

де X_1, X_j – кодування значення факторів, яким береться похідна; b_1, b_n, b_{1j} – Коефіцієнти рівняння регресії.

Для виразу (2) отримана наступна система рівнянь:

$$\begin{aligned} \frac{dY}{dX_1} &= -600 + 300X_2 + 400X_3 + 3611X_1 = 0; \\ \frac{dY}{dX_2} &= 492 + 300X_1 + 200X_3 + 400X_2 = 0; \\ \frac{dY}{dX_3} &= 506 + 400X_1 + 200X_2 + 450X_3 = 0. \end{aligned} \quad (3)$$

Рішення системи рівнянь (3) дає наступні значення факторів в оптимальній точці: що відповідає таким значенням натуральних параметрів: частота ЕМП – $35,98 \pm 0,02$ ГГц, щільність потоку потужності – $2 \pm 0,2$ мВт/см², час впливу на стафілококи $3 \pm 0,2$ хв.

Застосування ЕМП з оптимальними параметрами дозволило повністю знищити стафілококи у лабораторних умовах. На підставі теоретичних та експериментальних досліджень встановлено, що для забезпечення надійності та ефективної роботи електронної системи з дезінфекції та підігріву вовни в стосах необхідно передбачити наступні технічні вимоги: вихідна частота джерела $35,98 \pm 0,02$ ГГц; діапазон перебудови частоти 35,0 – 37,0 ГГц; вихідна потужність від двох джерел 500 Вт.

Результати дослідження. Метою дослідження є виявлення залежності кількості мікробіологічних об'єктів у зовні та її температури від часу та потужності електромагнітного випромінювання на частоті 36 ГГц. Результати проведених випробувань наведено у таблицях 3, 4, 5.

Таблиця 3 – Результати мікробіологічного дослідження вовни в кипі при її дезінфекції та підігріву ЕМ енергією на частоті 36 ГГц

№ п/п	Виділені мікроорганізми у контролі	Час експозиції КВЧ випромінювання, с	Потужність випромінювання, кВт	Температура вовни, ΔT ₀ С	Кількість мікроорганізмів до і після посіву			Виділені типи мікроорганізмів у дні після посіву		
					2	3	4	2	3	4
1.	S.Enterococcus	180	0,25	15	1250	1025	928	+	+	-
2.	Subtilis							-	-	-
3.	Cereus							-	-	-
4.	Дрож. клітини							-	-	-
5.	Тетракоки							-	-	-
6.	Спорові							+	+	+
7.	B.Coli							-	-	-

8.	S.epidermidis							-	-	-
9.	S. aureus							+	+	+

«+» – наявність мікроорганізмів; «-» – відсутність мікроорганізмів.

Таблиця 4 – Результати мікробіологічного дослідження вовни в кипі при її дезінфекції та підігріву ЕМ енергією мм діапазону довжин хвиль

№ п/п	Виділені мікроорганізми у контролі	Час експозиції КВЧ випромінювання, с	Потужність випромінювання, кВт	Температура вовни, ΔT°C	Кількість мікроорганізмів до і після посіву			Виділені типи мікроорганізмів у дні після посіву		
					2	3	4	2	3	4
1.	S.Enterococcus	60	0,5	8	1700	1525	1225	+	+	-
2.	Subtilis							-	-	-
3.	Cereus							-	-	-
4.	Дрож. клітини							-	-	-
5.	Тетракоки							-	-	-
6.	Спорові							+	+	+
7.	B.Coli							-	-	-
8.	S.epidermidis							-	-	-
9.	S. aureus							+	+	+

«+» – наявність мікроорганізмів; «-» – відсутність мікроорганізмів.

Таблиця 5 – Результати мікробіологічного дослідження вовни в кипі при її дезінфекції та підігріву ЕМ енергією на частоті 36 ГГц

№ п/п	Виділені мікроорганізми у контролі	Час експозиції КВЧ випромінювання, с	Потужність випромінювання, кВт	Температура вовни, ΔT°C	Кількість мікроорганізмів до і після посіву			Виділені типи мікроорганізмів у дні після посіву		
					2	3	4	2	3	4
1.	S.Enterococcus	180	0,5	38	-	-	-	-	-	-
2.	Subtilis							-	-	-
3.	Cereus							-	-	-
4.	Дрож. клітини							-	-	-
5.	Тетракоки							-	-	-
6.	Спорові							-	-	-
7.	B.Coli							-	-	-

8.	S.epidermidis							-	-	-
9.	S. aureus							-	-	-

«+» – наявність мікроорганізмів; «-» – відсутність мікроорганізмів.

Висновок

Проведені випробування показують, що обробка кипів вовни ЕМП з параметрами: частота 36 ГГц; потужність джерела випромінювання 0,25 кВт; час експозиції 180 с призводить до знищення більшості мікроорганізмів вовни і зменшення кількості s.Enterococcus, спор та стафілококів S.aureus до 1250 шт. у загальній кількості. Температура в кипі вовни за таких параметрів ЕМП становить всього 15⁰С.

Зменшення часу опромінення ЕМП кипи з вовною до 60 с при потужності джерел ГДІ 0,5 кВт також не призводить до повного знищення мікроорганізмів в шерсті, а приріст температури становить 80С. Опромінення кипи з вовною ЕМП з параметрами: частота 36 ГГц; потужність 0,5 кВт; експозиція 3 хв призводить до повного знищення мікроорганізмів вовни, а приріст температури становить 38⁰С.

Література

1. Біохімія, морфологія і патологія вовни: Моногр. / Г. М. Седіло, І. А. Макар, В. В. Гуменюк, П. В. Стапай. – Львів : ПАІС, 2006. - 160 с. – [ISBN 966-7651-51-7](#)
2. Determinig the parameters of the acoustic system for the primary treatment of wool. Mykhailova, L., Kozak, O., Kosulina, N., Potapsky, P., Cherenkov, A. Eastern-European Journal of Enterprise Technologiesthis link is disabled, 2018, 3(5-93), pp. 61–68
3. Determining parameters of electromagnetic radiation for energoinformational disinfection of wool in its pretreatment. Kosulina, N., Cherenkov, A., Pirotti, E., Moroz, S., Chorna, M. Eastern-European Journal of Enterprise Technologiesthis link is disabled, 2017, 2(5-86), pp. 52–58.

УДК 379.852

Лисов Б. В.¹,

Нещерет І М.², канд. філософ. наук,

Мовчан Ю. О.¹

¹Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

²Громадська організація Харківський фонд психологічних досліджень. м. Харків, Україна

ВИСТАВКОВИЙ ЕКОТУРИЗМ У КОНТЕКСТІ СУЧАСНОГО ФІЛОСОФСЬКОГО МАНДРІВНИЦТВА

Нещодавно світова спільнота святкувала 300-річчя з дня народження українського філософа Григорія Сковороди. Разом з Геродотом Галікарнаським, Чжан Цянем, Ибн Баттутою, Марко Поло та іншими видатними мандрівниками історії людства, постать Сковороди являє собою яскравий приклад втілення концепту життя як мандрівки. Спеціально до річниці одним з авторів цих тез у межах його стажування у Харківському фонді психологічних досліджень було розпочато дослідження теми сучасної мандрівної філософії. У першій публікації за темою дослідження було виділено дев'ять складових філософської мандрівки та запропоновано слоган сучасної мандрівної людини: «Зацікавленість, Рух та Осмислення» (1, 92-100). У даних тезах, які висвітлюють тему сучасного філософського мандрівництва у контексті екотуристичних досліджень, йдеться про екопоселення Західної Європи як цікаві для відвідування туристичні об'єкти та про досвід мандрівного виставкового екотуризму у них.

На теперішній час у Західній Європі існують сотні співтовариств, мешканці яких об'єднані ідеєю гармонічного співіснування людини та природи.

У багатьох екопоселеннях активно використовуються новітні технології, при очищенні питної води, а також водовідведенні.

Проблема доступу до чистої питної води є актуальною для багатьох малих поселень, особливо в регіонах з обмеженими ресурсами. Сучасні технології, що використовуються у екопоселеннях Західної Європи пропонують ефективні та доступні рішення з підготовки питної та технічної води.

Європейський союз є одним з лідерів у галузі водопостачання та водовідведення. Особливу увагу в у більшості країн приділяють індивідуальним очисним спорудам (ІОС), які широко використовуються в приватних будинках, та в невеликих населених пунктах у тому числі у екопоселеннях Німеччини та Бельгії



Рисунок 1 – Карта-схема екопоселень Європи Global Ecovillage Network

Також використовуються альтернативні джерела енергії, пермакультурне та органічне землеробство. Важливою складовою діяльності екопоселень Західної Європи є виробництво та реалізація екологічно чистих продуктів харчування, соків, що не містять барвники та консерванти, виробництво сувенірної та ремісницької продукції, підтримання рівня чистоти води у розташованих поблизу водоймах, організація фестивалів, екскурсій, семінарів, майстерень та симпозиумів тощо.

Культурно-філософське життя екопоселень Західної Європи часто представлене музеєм, залом-галереєю або історичною пам'яткою, до яких організуються екскурсії. Так, у екопоселенні «Lebensgut» (Німеччина) є музей, арт-об'єкти якого присвячені різним філософам та філософським теоріям, а «Mirarigi» (Італія) приймає участь у виданні книжок видатного індійського філософа Шрі Ауробіндо.

Концептуальні відмінності у світогляді мешканців екопоселень дозволяють розділити їх на:

- економічно-орієнтовані;
- філософськи орієнтовані;
- креативні;
- релігійні;
- інші.

На початку 2010-х років за підтримки Кафедри ЮНЕСКО «Філософія людського спілкування» Харківського національного технічного університету сільського господарства імені Петра Василенко філософом та фотомитцем Ігорем Нещеретом було здійснено мандрівний візуально-філософський проект, маршрут якого проходив Україною, Німеччиною, Італією та Бельгією. До подорожньої експозиції, яка мала назву «Взаємодії», серед іншого увіходили фотоматеріали, які розкривали філософію толерантної взаємодії між людьми та людини з іншими видами істот – тваринами, рослинами, комахами. Виставкові заходи були сплановані так, щоб показати матеріали проекту різним прошаркам публіки у галереях, музеях, культурних центрах тощо.

Дві виставки проекту було показано у екопоселеннях Італії та Бельгії. Згодом виставкові заходи європейських митців було проведено в Україні – у харківській галереї «АртІнформ» та на фестивалі «Тавале».

Наприкінці 2010-х організація Global Ecovillage Network – Ukraine створила та опублікувала на своїм офіційному сайті плакати, які роз'яснюють концепт філософії сучасних українських екопоселень (2). Цей концепт міститься у серії з чотирьох слоганів:

«Екопоселення – природне середовище для спільної творчості та життя»

«Екопоселення – простір для культур, практик й традицій з усього світу»

«Екопоселення – локальна економіка та підтримка спільнот»

«Екопоселення – спільний простір, спільні цілі, спільне життя» (2).

Таким чином, відвідування екопоселень у якості туристичних об'єктів, ознайомлення з побутом та філософією їх мешканців, проведення в них культурних заходів є, на нашу думку, актуальним видом виставкового екотуризму та сучасною практикою розвиваючого філософського мандрівництва, які, у контексті євроінтеграції України, доцільно розвивати та підтримувати.

Література

1. Нещерет І. Візуальна філософія сучасної мандрівної людини. Вісник Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна. Філософські перипетії. Випуск 67. Харків 2022. С. 92-100.
2. Global Ecovillage Network – Ukraine. Офіційний сайт: [Електронний ресурс] – Режим доступу: <https://genukraine.com.ua/index.php/uk/ekoposelennia/plakaty>
3. Global Ecovillage Network – Europe. Офіційний сайт: [Електронний ресурс] – Режим доступу: <https://gen-europe.org/discover/ecovillage-map/>

Ляшенко С. О., д-р. техн. наук, проф.;

Фесенко А. М., магістр;

Кісь В. М. канд. техн. наук, доц.

Державний біотехнологічний університет, м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНІ НЕБЕЗПЕКИ ВІД ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ НА ТЕРИТОРІЇ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ В РОСІЙСЬКО-УКРАЇНСЬКІЙ ВІЙНІ В 2022-2024 РОКАХ

Вступ

В сучасному світі із складними взаємовідносинами людської діяльності проблеми збереження біорізноманіття живої природи, особливо під час військових дій, часто відсуваються на другий і третій план, а на перший виходять політичні, соціальні та економічні проблеми. У наслідок військових дій, і відповідно виникненні надзвичайних ситуацій, відмічається вплив різноманітних факторів на екологію, зону комфортності і безпеку людей в умовах надзвичайного стану. Для швидкого усунення наслідків надзвичайних ситуацій велике значення має ефективна система управління в державі [1, 2].

Воєнні дії, що відбуваються на території нашої країни, приводять до загибелі людей, руйнування промислових та інфраструктурних об'єктів, виснаження економіки тощо. Але не менш згубні наслідки воєнних дій і на навколишнє середовище. У світовій юридичній системі лише з'являється поняття «екоцид», масове знищення рослинного і тваринного світу, забруднення елементів довкілля, а також вчинення інших дій, що можуть спричинити екологічну катастрофу [3-4].

Метою роботи є визначення головних складових впливу воєнних дій на довкілля Харківської області, структурування цих впливів та взаємозв'язків та визначення рішень.

Основна частина. Як правило, вплив на довкілля структурується за геосферами: вплив на атмосферне повітря, на водні об'єкти, земельні ресурси, рослинний і тваринний світ. Але важливо пам'ятати про тісні взаємодії усіх елементів природи та наявність ефектів сумачії (синергізму), які можуть посилювати (а інколи, й нейтралізувати) небезпеку, та формування вторинних чинників як наслідків дії безпосередніх шкідливих факторів.

Харківська область уже два з половиною роки є безпосередньо зоною бойових дій, тому масштаби змін, руйнувань, забруднень є дуже значними. Особливо це стосується північної та східної частин регіону [3-4].

Вплив на атмосферне повітря. Вплив на стан атмосферного повітря воєнних дій має декілька складових: забруднення повітря в результаті обстрілів безпосередньо вибуховими речовинами та елементами ракетного палива; збільшення утворення продуктів горіння в результаті обстрілів; розширення спектру забруднюючих речовин, що невластиві мирному часу; зменшення викидів від стаціонарних джерел в результаті знищення енергетичних та промислових об'єктів; збільшення викидів пересувних джерел військового призначення; неможливість регулювання викидів парникових газів через ураження енергооб'єктів та використання нових видів живлення (генератори, паливо тощо) [2, 5, 6].

Небезпеки можуть бути спричинені безпосередньо виділенням вибухових речовин, продуктів ракетного палива. При чому, традиційна система моніторингу атмосферного повітря не налаштована на вимірювання такого широкого переліку забруднюючих речовин. Крім цього, у великій кількості виділяються продукти горіння. Їхній спектр також є невизначеним, оскільки умови горіння (температура, вологість повітря), склад матеріалів, що піддаються горінню, постійно змінюється. Можна зробити висновок, що викиди стаціонарних джерел знизилися через руйнування головних енергетичних та промислових об'єктів області (більш як 700 об'єктів енергетики, Філія управління з переробки газу та газового конденсату ПАТ «Укргазвидобування» (Шебелинське відділення з переробки газового конденсату і нафти) тощо). Але при цьому, до забруднення повітря додається використання генераторів у випадку знеструмлення, та пересувні джерела забруднення (техніка, що використовується для воєнних потреб). При цьому, контроль за відповідністю викидів пересувних транспортних засобів сучасним вимогам не ведеться. Потенційно все це має підвищити рівень забруднення повітря передусім твердими частками (PM10, PM2,5). Крім цього, відбувалося і специфічне забруднення повітря аміаком. У Куп'янському районі Харківської області внаслідок обстрілу стався витік 134 тонн аміаку влітку 2023 року. Викиди менших обсягів аміаку мали місце і у інших районах. Суттєвим елементом забруднення повітря є масовані лісові пожежі та пожежі у екосистемах, спричинені обстрілами. Такі явища можуть стати мало контрольованими та тривати тижнями [6, 7].

Земельні ресурси. Можна виділити декілька головних аспектів впливу: суттєве пошкодження поверхневого шару ґрунтів внаслідок будівництва фортифікаційних

споруд, вибухів та згоряння боєприпасів, військових дій тощо; засмічення території області вибухонебезпечними предметами; забруднення ґрунтів через руйнування об'єктів інфраструктури; зниження рівня родючості ґрунтів через порушення нормального сільськогосподарського використання прифронтових та прикордонних територій, розмноження бур'янів, горіння рослинного покриву; забруднення ґрунтів нафтопродуктами (більше 10 тисяч квадратних метрів території забруднено через витік дизелю і бензину у Харкові у лютому 2024 року); погіршення властивостей ґрунтів, зниження вмісту гумусу через використання територій для зберігання твердих відходів (залишків зруйнованих будівель, залишків боєзарядів, техніки тощо) [6-8].

Внаслідок збройної агресії російської федерації проти України земельним ресурсам завдана значна шкода. На території Харківської області найбільшого негативного впливу зазнали ґрунти у районах Куп'янська, Ізюма, Вовчанська, Липців, де точилися жорстокі бої.

За інформацією національного наукового центру «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського», найбільшого впливу на сільськогосподарські землі та ґрунтовий покрив завдає авіація та артилерія ворога.

Також, ґрунти області зазнали інтенсивного ущільнення важкою військовою технікою, спостерігається порушення ґрунтового покриву внаслідок розриву мін, гранат, спорудження окопів, землянок, траншей тощо, утворення на значних площах лійок, ям, що порушує однорідність та цілісність ґрунтового покриву [6, 7].

В результаті фізичних пошкоджень ґрунтів збільшується неоднорідність, зменшується об'єм пор, ускладнюється доступ води і кисню, руйнується структура, що в результаті призводить до зниження родючості орних ґрунтів в цілому. Таким чином, відбувається механічна деградація ґрунтів, які потребують рекультивації [5].

Наслідки збройного вторгнення РФ мають негативний вплив на здатність сільського господарства адаптуватися до зміни клімату внаслідок відсутності ефективної системи фінансування [5]. Харківська область входить до найбільш засмічених вибухонебезпечними предметами. Обстеження та розмінування потребують близько 574 тис. га. сільськогосподарських угідь [8]. У цю цифру не входять ліси, узбіччя доріг, місця загального користування тощо. Так що реальні площі є ще більшими.

Військові дії стали причиною масштабних руйнувань складів (контейнерів) з агрохімікатами, мінеральними добривами, цистерн з мастильними матеріалами, моторними оливами, моторним паливом тощо та забруднення прилеглих земель із дифузним забрудненням підземних вод та поверхневих водних об'єктів [5]. На

тимчасово окупованих територіях в межах Харківської області знаходилося 26 місць видалення твердих побутових відходів, які протягом тривалого часу залишалися без належної експлуатації та охорони.

Також спостерігалось збільшення вмісту важких металів (наприклад, марганцю, заліза, кобальту, міді, кадмію тощо) у ґрунтах на обстрілюваних територіях порівняно з необстрілюваними. В основному це спостерігалось на ділянці «Новий Коротич» [9].

Складним питанням щодо стану ґрунтів та підземних вод є органічні рештки (трупи людей, тварин, свійської, сільськогосподарської худоби).

Стан водних ресурсів. Військові дії призвели до руйнування й знищення інфраструктури населених пунктів, зокрема систем водопостачання та водовідведення. Призупинена робота значної кількості промислових та комунальних підприємств, які стали джерелами потенційної небезпеки для населення та довкілля. Ми є свідками підвищення кількості аварійних забруднень (річка Немишля - горіння близько 3000 т нафтопродуктів).

Основними напрямками порушення стану водних об'єктів є: руйнування гідротехнічних споруд приводить до знищення водних екосистем; забруднення водних об'єктів переважно механічними домішками, органікою та нафтопродуктами; органічного забруднення та загибель іхтіофауни через зниження рівня кисню у воді; можливість потрапляння у водні об'єкти нерозірваних снарядів, бомб, що в свою чергу, створює тривалу небезпеку їх використання.

Через повномасштабне вторгнення росії нині Сіверський Донець засмічений рештками військової техніки окупантів, вибухівки та паливними матеріалами. До складу водойми також входять 158 водосховищ. На декількох з них під час бойових дій, були пошкоджені гідротехнічні споруди. Пошкодження обстрілами гідротехнічних споруд призвело до порушення режимів роботи Печенізького водосховища, а також повного знищення Оскільського водосховища (рис.1).



*Рисунок 1 – Оскільське водосховище обміліло внаслідок бойових дій
(Джерело фото: city-izyum.pp.ua)*

За оцінкою «Української природоохоронної групи», близько 355 млн м³ води стрімко вивільнилося з водойми й оголило близько 9 тис. га замуленого дна – колишніх луків заплави Осколу.

Сіверський Донець – четверта за величиною річка України і головна водна артерія Харківської області, а її притока р. Оскіл і досі залишається лінією розмежування на сході області. Річки Харківського регіону не мають значних можливостей до самоочищення. Тому збільшення рівнів механічного та органічного забруднення річок є загрозливим і спричинює падіння вмісту кисню. І, як наслідок, загибель водної фауни [4, 5, 7].

Лісові ресурси. Лісові ресурси є вкрай обмеженими у межах Харківської області. Рівень лісистості ніколи не досягав екологічно оптимальних значень. У наш час ця ситуація стала ще критичнішою із-за безпосереднього знищення, випалювання лісів в результаті бойових дій; інтенсивності і тривалості лісових пожеж через обстріли і неможливість ефективного приборкання вогню; великої кількості нерозірваних снарядів, мінування території, що утруднює будь-які дії, пов'язані з лісокористуванням і лісовідтворенням; руйнування лісової підстилки через риття фортифікаційних споруд; неконтрольованої заготівлі деревини для опалення у прифронтовій зоні.

Лісові пожежі та пожежі в екосистемах під час військових дій, набувають значні масштаби та наслідки ще і через погодні умови та захаращеність території. Масштабні пожежі відбулися в Золочівській громаді Богодухівського району, а в вересні 2024 року в Оскільській громаді Ізюмського району на Харківщині де загорілись населенні пункти, де загинули люди, та ліси (більше 1200 га) (рис. 2).



Рисунок 2 – Лісова пожежа в Оскільській громаді Ізюмського району на Харківщині в вересні 2024 року. (Фото: ДСНС України via Facebook).

Руйнування лісів у прифронтовій смузі є катастрофічним. І цей ресурс має досить повільні темпи відновлення, якщо навіть почати його після закінчення війни. Заміновані великі площі лісових угідь. Безконтрольно вирубування деревини для бідівництва фортифікаційних споруд та для побутових потреб населення (опалення).

Це шлях до посилення дефляційних процесів, втрати родючого шару ґрунтів, вологи, і, як наслідок, погіршення продуктивності сільського господарства [5, 10].

Вплив на об'єкти природно-заповідного фонду. Постраждав національний парк «Дворічанський», який був пошкоджений обстрілами. До початка бойових дій там було багато ендемічних видів (і рослин, і тварин), в тому числі занесених до «Червоної книги».

Значно постраждав екопарк Фельдмана», який був не лише прихистком для багатьох видів тварин, а й елементом екологічного виховання та способом забезпечення психологічного комфорту харків'ян та жителів області. У результаті обстрілів загинуло близько 100 тварин, а також шестеро людей обслуговуючого персоналу. Внаслідок обстрілів і пожеж руйнується ґрунтовий і рослинний покрив, гинуть тварини, забруднюються повітря та води, знищуються ландшафти, горять ліси, а землі засмічуються рештками військової техніки паливно-мастильними матеріалами [2, 3, 5].

При відшкодуванні збитків щодо довкілля не може бути короткострокової перспективи, в яку можна було б ліквідувати наслідки і все відновити. Йдеться або про середньотривалий період (це приблизно 2-3 роки), або довготривалий період. Ми лише частково розуміємо скільки часу та коштів знадобляться на ліквідацію наслідків шкоди довкіллю [2-4, 11].

Висновки

Збройна агресія держави-терориста російської федерації проти України має своїм наслідком масштабний руйнівний вплив на довкілля в Харківській області, на відновлення якого знадобиться не один десяток років. В результаті війських дій виявлено вплив практично всі елементи екосистеми. Об'єктивна оцінка необхідна для підтвердження масштабів злочинів, які б підпадали під категорію «екоцид». Як екоцид кваліфікуються атаки росіян на українські нафтобази, удари по території Харківського фізико-технічного інституту з його ядерною установкою, підпал лісових масивів, використання забороненого хімічного озброєння, руйнування водосховищ тощо. Ці військові дії підпадають під кримінальний закон України (ст. 441 Кримінального кодексу України) і кваліфікується як екоцид та порушення законів і звичаїв війни. Станом на сьогодні злочини росіян проти довкілля в Україні, відповідно міжнародних нормативно-правовому актів, можуть розслідуватися Міжнародним кримінальним судом як воєнні злочини.

Для проведення такої оцінки необхідно скоригувати напрямки проведення

екологічного моніторингу, розширити перелік забруднюючих речовин, виділення яких може мати місце в зоні ведення воєнних дій. Збитки в Харківській області, від військових дій в Україні, склали 12%, поступаючись тільки Київській області, обсяги збитків від викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря – більше 500 млн. доларів, обсяги збитків від порушення ґрунтів - більше 200 тис. доларів на 1 км² (Sorse: Kyiv School of Economics).

На території Харківської області екологічні воєнні злочини призвели до зміни у структурі і характері забруднення атмосферного повітря, змінили режим водних об'єктів, призвели до масового знищення лісів і порушень в природних екосистемах. Заходи з рекультивації, ремедіації в умовах бойових дій є нереальними. Але зараз завдання українського суспільства – об'єктивна оцінка рівнів змін і забруднень та розробка програм дій, які б дозволили в майбутньому обрати правильні з екологічної точки зору напрямки відновлення екосистеми України.

Література

1. Укрінформ. На Харківщині зруйновані більш як 700 об'єктів енергетики. – Режим доступу: <https://www.ukrinform.ua/rubric-economy/3886169-na-harkivsini-zrujnovani-bils-ak-700-obektiv-energetiki.html>
2. О. В. Рибалова, А. О. Мацак С. Р. Артем'єв О. В. Бригада О. В. Ільїнський. Вплив бойових дій на унікальні природні об'єкти Харківської області// Науково-технічний журнал «ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА», 15(1/2024), С.3-14.
3. Гетьман А. П., Анісімова Г. В. Формування еколого- й кліматичноправової політики в умовах російської військової агресії: нові доктринальні підходи. Еколого-правова безпека суверенної держави в умовах воєнного стану: матеріали наук.-практ. онлайн-конференції (Харків, 8 груд. 2022 р.) / за заг. ред. А. П. Гетьмана; МОН України, Нац. юрид. ун-т ім. Ярослава Мудрого, Каф. екол. права, Каф. права Європ. Союзу, Рада молодих вчених – Харків: Право, 2022. – С. 5-13.
4. Клімов О. В., Надточій Г. С., Клімов Д. О., Гайдріх І. М. Вплив військового вторгнення російської федерації на природно-заповідний фонд України. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей ХІХ Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14-15 вересня 2023 р.) / УКРНДІЕП., 2023. - С. 231-233.
5. Екологічний паспорт Харківської області за 2022 рік. – Режим доступу: <https://kharkivoda.gov.ua/oblasna-derzhavna-administratsiya/struktura-administratsiyi/strukturni-pidrozdili/486/2736/123379>
6. "Трьох тисяч тонн вистачило б вкрити плівкою весь Харків" - екологиня про наслідки

- випливу і загоряння нафтопродуктів. – Режим доступу: <https://suspilne.media/kharkiv/685172-troh-tisac-tonn-vistacilo-b-vkriti-plivkou-ves-harkiv-ekologina-pro-naslidki-vilivu-i-zagoranna-naftoproduktiv/>
7. Аналітична довідка щодо екологічного стану м. Харків. – Режим доступу: https://kharkivoda.gov.ua/content/documents/1220/121999/Attaches/monitoring_za_cherv_en_2023.pdf
8. Львова О. Десятки тисяч гектарів лісу знищені»: як війна вплинула на довкілля Харківщини. – Режим доступу: <https://mediaport.ua/desyatky-tysyach-hektariv-lisu-znyshcheni-yak-viyna-vplynula-na-dovkillya-kharkivshchyny/>
9. Russian-Ukrainian war impacts on the environment. Evidence from the field on soil properties and remote sensing / M. Solokha et al. Science of The Total Environment. 2023. Vol. 902. Art. 166122. DOI: 10.1016/j.scitotenv. 2023.166122.
10. На Харківщині триває ліквідація масштабної лісової пожежі: дві людини постраждали. – Режим доступу: <https://espreso.tv/suspilstvo-na-kharkivshchini-spalakhnula-masshtabna-lisova-pozhezha-ogolosheno-evakuatsiyu-zhiteliv>
11. Ляшенко С.О., Фесенко А.М., Кунденко М.П. Організація надання допомоги при ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій екологічного характеру в Україні. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XIX Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14-15 вересня 2023 р.) / УКРНДІЕП., 2023. - С. 244-251.

Мар'єнко О.С., наук. співробітник,

Пилипенко Л.В., наук. співробітник

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ВИЗНАЧЕННЯ ВПЛИВУ НАКОПИЧУВАЧА ШАХТНИХ ВОД В БАЛЦІ СВИСТУНОВА НА ПІДЗЕМНІ ВОДИ ТА ПРОГНОЗ ЙОГО ЗМІНИ В ЧАСІ

Запропонована інформація включає висвітлення особливостей проведення досліджень, направлених на визначення (оцінку) еколого-гідрогеологічних умов території в басейні р.Інгулець, прилеглої до накопичувача шахтної води в балці Свистунова, результати досліджень та прогноз зміни в часі екологічного стану підземних вод.

Для оцінки і відвернення шкідливого техногенного впливу на навколишнє природне середовище, зокрема на гідросферу, в Україні розроблені і впроваджуються дві універсальні системи: це система ОВД (оцінка впливу на довкілля) і система екологічного моніторингу. В обох цих системах однією з найголовніших є проблема *оцінки якості підземних та поверхневих вод.*

Метою екологічної оцінки якості підземних і поверхневих вод є упорядкування наявних матеріалів з вихідними даними, проведення екологічної оцінки стану підземних вод і водних об'єктів, як основи для розробки рекомендацій по застосуванню одержаних результатів досліджень в практичній діяльності та для обґрунтування умов безпечної експлуатації (функціювання) ставка-накопичувача шахтних вод в балці Свистунова (басейн р.Інгулець).

Згідно з цим, авторами висвітлюються результати аналізу ретроспективної та сучасної інформації, необхідної для оцінки стану компонентів природного середовища, головна увага з яких надана оцінці стану якості і режиму підземних вод в зоні впливу ставка-накопичувача в балці Свистунова, та стану огорожуючої греблі на основі результатів моніторингових досліджень.

Надзвичайно важливим етапом при виконанні досліджень з оцінки впливу ставка-накопичувача в б.Свистунова (як і інших технологічних водойм в межах Криворізького гірничо-видобувного регіону) на підземні та поверхневі води є вибір вихідних даних, достатніх для одержання об'єктивної оцінки поточного стану водного

середовища.

Авторами визначений, реалізований та запропонований до використання на аналогічних об'єктах наступний перелік досліджень, який забезпечує одержання необхідної інформації.

Вибір і обґрунтування вихідних даних для оцінки впливу ставка-накопичувача шахтних вод в балці Свистунова на режим підземних вод.

Відповідно до законодавчих актів України про надра, охорону природного середовища та інших природних ресурсів, в нормативно-методичних документах закріплено положення про необхідність отримання та аналізу гідрогеологічної і геологічної інформації в умовах промислової діяльності.

При цьому передбачається отримання і вивчення інформації в повноті, необхідній як для оцінки сучасного стану – оцінки масштабів забруднення і виснаження підземних вод, так і прогнозу їх зміни в часі, а також для обґрунтування заходів з охорони навколишнього середовища.

Оцінка ступеня зміни екологічного стану водного середовища під впливом ставка-накопичувача в балці Свистунова та оцінка фільтраційних втрат з цієї техногенної водойми базується на широкому комплексі досліджень, що включає:

- аналіз, систематизацію і обробку ретроспективної інформації;
- оцінку стану компонентів геологічного середовища, в тому числі гідролітосфери;
- оцінку потенційного впливу на рівневий і гідрохімічний режими підземних вод на прилеглий території (зокрема, в районі ставків-накопичувачів гірничо-збагачувальних підприємств);
- оцінку стану гідрохімічного режиму річки Інгулець на певний момент часу на ділянках, які дрениують підземні води з території, що знаходиться в зоні впливу ставка-накопичувача в балці Свистунова;
- прогноз зміни якості підземних вод в залежності від характеру впливу певних чинників на основі аналітичних розрахунків і вірогідного моделювання;
- картографічне визначення місць, в яких відбуваються фільтраційні втрати з ставка-накопичувача – ємності для акумуляції шахтних вод;
- визначення стану тіла греблі та стійкості укосів;
- розробку рекомендацій з природоохоронних (зокрема водоохоронних) заходів з обґрунтуванням прийнятних умов функціонування ставка-накопичувача та огорожуючої греблі.

Оскільки кінцевою метою досліджень є розробка та реалізація водоохоронних

заходів, важливе місце в переліку яких займає система моніторингу підземних і поверхневих вод, виникає необхідність в оцінці їх екологічного стану по результатах моніторингових досліджень.

Необхідно відзначити, що раціональне здійснення природоохоронної діяльності дозволить виключити або істотно знизити вплив, що наноситься господарською діяльністю металургійних підприємств Криворізького регіону геологічному середовищу в цілому, підземним та поверхневим водам зокрема, лише на основі достовірно проведеної оцінки стану гідрогеологічних умов в зоні впливу ставка-накопичувача і прогнозу їх зміни в часі.

Результати досліджень з використанням вихідних даних, одержаних при виконанні запропонованих вище досліджень, дозволили виявити закономірності зміни природного стану водного середовища та сформованих на даний час природно-техногенних умов, а також слугували основою для прогнозу тенденції зміни гідрохімічного та ріневого режиму підземних вод, що є підґрунтям для розробки рекомендацій щодо умов реалізації водоохоронних заходів.

Основними завданнями досліджень, вибраних з комплексу запропонованих і достатніх для вирішення поставленої проблеми, було вивчення та аналіз [1]:

1) сформованих на момент досліджень фізико-географічних, гідрогеологічних, інженерно-геологічних та гідрологічних умов території;

2) наявних прогнозних даних щодо зміни гідрогеологічних та інженерно-геологічних умов; включаючи:

3) гідрохімічного складу шахтних вод, що надходять та акумулюються в ставку-накопичувачі, а також прогноз його зміни в часі та умов і регламенту їх відведення в річку Інгулець, а також поверхневих і підземних вод;

4) умов акумуляції (складування) та скиду шахтних вод в р. Інгулець і їх кількісну характеристику;

5) особливостей ведення локального моніторингу та його результатів.

6) фізико-механічного стану ґрунтів в тілі огороджуючої греблі ставка-накопичувача.

Гідрогеологічні умови території, де розташований ставок-накопичувач, частково визначають умови і режим живлення річки Інгулець (як правило, певні ділянки річки опиняються в сфері їх гідрохімічного впливу).

В той же час, гідрологічний режим річки, в свою чергу, в значній мірі визначає режим підземних вод на прилеглих територіях в періоди повені та дощових паводків.

На основі аналізу зібраних ретроспективних даних – обробки результатів раніше

виконаних другими організаціями польових і хіміко-аналітичних досліджень, проведених в різні роки та результатів, одержаних авторами при виконанні польових і лабораторних робіт в 2020 р., виконана оцінка гідрогеологічних умов та їх зміни в часі на прилеглих до ставка- накопичувача територіях на основі ретроспективних та сучасних даних щодо результатів еколого-гідрогеологічного обстеження.

В цілому вирішено наступний перелік поставлених завдань:

- визначена прийнятність рекомендованих оптимальних умов функціонування ставка-накопичувача;

- проаналізовані надійність обраних варіантів і методики визначення фільтраційних втрат з акумулюючої ємності - ставка-накопичувача, аналітичними і балансовими методами;

- проведений аналіз достатності натурних досліджень, пов'язаних з визначенням балансових складових для розрахунку впливу ставка-накопичувача на водне середовище;

- проведені натурні дослідження підземних вод для верифікації розрахункової моделі на основі порівняння результатів прогнозу та результатів натурних даних (моніторингової інформації за 2020 р.);

- встановлено тенденцію та прогноз зміни в часі хімічного складу підземних та шахтних вод, які скидаються в ставок-накопичувач;

- визначено доцільність проведення оцінки стану ґрунтів та оцінки токсичності підземних вод на території населених пунктів сс. Новоселівка, Інгулець, Широке та поверхневих вод р. Інгулець;

- визначено перелік природоохоронних заходів, які рекомендуються для безпечного функціонування ставка-накопичувача високомінералізованих шахтних вод в б.Свистунова та огороджуючої греблі.

Таким чином, по результатам проведених досліджень [1], встановлено, що в цілому, еколого-гідрогеологічна ситуація на території в районі розміщення ставка-накопичувача в балці Свистунова практично стабілізувалася до 2017-2019 р.р.

Станом на двадцяті роки ореол засолення підземних вод неогенового водоносного горизонту (в якому проявляється техногенний вплив ставка-накопичувача) протягом останніх років знаходиться майже в одних і тих же межах, що і в 2016 році.

На час проведення досліджень, інтенсивність забруднення підземних вод в ореолі забруднення досягає 10,0-20,0 г/дм³, в осередку забруднення - до більше 30,0 г/дм³.

Така ситуація неприйнятна згідно з екологічним нормуванням стану водного середовища та надр і потребує прийняття радикальних природоохоронних рішень, без яких кардинального вирішення утилізації шахтних вод неможливе, оскільки при невиконанні цих умов експлуатація ставка-накопичувача буде залишатись екологічно небезпечною.

Згідно з дослідженнями, проведеними УКРНДІЕП в 2019-2020 р.р., відзначається поява локальних плям з підвищеним вмістом хлоридів (більше 20 г/дм³) та сухого залишку (35,0 г/дм³) в напрямку с. Новоселівка, по трасі проходження скидного трубопроводу шахтної води, що може бути результатом порушення його цілісності (поява тріщин або порушення труб в місцях їх з'єднання), і свідчить про необхідність контролю стану водогонів та ремонту труб [1].

В цей період максимальне засолення підземних вод до 20,0-30,0 г/дм³ відзначається в свердловинах, які знаходяться на схід від ставка-накопичувача у пригреблевій зоні. Крім того, виявлено тенденцію зниження вмісту хлоридів і підвищення вмісту сульфатів в напрямку від ставка-накопичувача до с. Широке і тенденцію їх збільшення з півночі на південний схід або з півночі на південь – в східному напрямку від ставка-накопичувача.

Виявлена також тенденція підйому рівнів підземних вод від 0,5 м на периферії зони (ореолу) впливу ставка-накопичувача до 3,0 м – в межах осередку забруднення. Для умов збереження нинішнього режиму експлуатації ставка-накопичувача і режиму скидання шахтних вод, авторами виконувався прогноз зміни в часі забруднення підземних вод на основі імовірнісного моделювання часових рядів [2-4].

Результати виконаного імовірнісного моделювання часових рядів свідчать, що при збереженні нинішнього режиму експлуатації ставка-накопичувача і режиму скидання шахтних вод буде формуватись квазістаціонарний режим підземних вод.

Верифікація моделі і надійність прогнозних даних перевірені теоретичними розрахунковими визначеннями та врахуванням допустимих прогнозних помилок. Точність, надійність та виправданість прогнозу підтверджена розрахунковими даними та валідацією натурними даними.

Гідрохімічний режим підземних вод неогенового водоносного горизонту на більшій частині території схильний до дії випадкових техногенних факторів. Відсоток складової в структурі часових рядів за більшістю свердловин складає від 51,0% до 99,5%.

Превалювання *закономірних* змін у вмісті сухого залишку та хлоридів в підземних водах неогенового водоносного горизонту відзначається в зоні впливу

ставка-накопичувача в західному та східному напрямках.

Детермінована складова (тренд) на цих територіях практично по всіх спостережних свердловинах моніторингу займає в структурі часових рядів від 55,0% до 93,0%, що свідчить про постійно існуюче техногенне навантаження на підземні води, яке за результатами прогнозу, ще буде існувати протягом певного часу в залежності від складу та фільтраційних втрат шахтних воді зі ставка-накопичувача.

Згідно з результатами моделювання часових рядів, виправданість прогнозу, *висока, добра і задовільна* та становить в середньому по території 70,0% - 80,0%. Прогнозні значення, в основному, не перевищують припустиму похибку і підтверджують достатній ступінь точності прогнозних розрахунків.

Незадовільна точність прогнозу виявлена тільки по свердловині, яка розміщена в заплаві балки Широка (приток балки Свистунова) де підземні води знаходяться під значним впливом природних факторів. По інших свердловинам з *задовільною, високою і хорошою* точністю, прогноз методом екстраполяції тренда дає гарні результати.

На територіях, де в формуванні якості підземних вод за вмістом *сухого залишку та хлоридів* превалює закономірна складова (тренд), при збереженні незмінних технологічних процесів та існуючих на момент прогнозування техногенних навантажень, ореоли (області) забруднення досить стійкі в часі і протягом 5-и років (2020-2024 рр) будуть зберігатися.

Необхідно відзначити, що згідно з результатами прогнозування в районі розміщення ставка-накопичувача сформувалась **єдина зона комплексного техногенного впливу**. В зазначеній зоні область впливу на підземні води ставка-накопичувача характеризується розмірами, які складають: в західному напрямку – 1,2 км; в південно-західному напрямку (в бік с.Інгулець) – 1,3 км; в західному напрямку (в бік с.Широке) – 1,9 км; в східному напрямку – 1,6 км.

За результатами прогнозу, інтенсивність засолення підземних вод на 2024 рік буде незначно збільшуватись в південному напрямку, та очікується незначне збільшення ореолу засолених підземних вод в площині. При цьому прогнозується незначна локалізація осередку забруднення. Досить бажано точність і надійність прогнозних даних на 2024 рік та в цілому виправданість прогнозу підтвердити валідацією натурними даними. З цією метою авторами планується в 2025 р. провести дослідження з порівняльного аналізу прогнозних даних і даних моніторингу щодо забруднення підземних вод та зміни його масштабів з урахуванням допустимих прогнозних помилок та можливої зміни режиму акумуляції і скиду шахтних вод в р. Інгулець в умовах війни.

Література

1. Визначення еколого-гідрогеологічних умов території, прилеглої до накопичувача шахтної води в балці Свистунова та визначення умов стійкості тіла греблі : звіт з НДР. УКРНДІЕП : Харків, 2020. 188 с.
2. Прогноз по методу експоненціального сглаживания Хольта. URL: <https://4analytics.ru/prognozirovanie/prognoz-po-metodu-eksponencialnogo-sglajivaniya-xolta.html>
3. Прогноз по методу експоненціального сглаживания с трендом и сезонностью Хольта-Винтерса. URL: <http://4analytics.ru/prognozirovanie/prognoz-po-metodu-eksponencialnogo-sglajivaniya-s-trendom-i-sezonnostyu-xolta-vintersa>
4. Поздняков А. С. Применение метода Хольта-Винтерса при анализе и прогнозировании динамики временных рядов. URL: <http://masters.donntu.org/2017/fknt/vudvud/library/article6.pdf>

Миргород О. В., канд. техн. наук, ст. наук. співр., доц.;

Пирогов О. В., канд. техн. наук, доц.;

Рудаков С. В., канд. техн. наук, доц.

Національний університет цивільного захисту України, м. Харків, Україна

ОСНОВНІ МАТЕРІАЛИ, ЩО ЗАСТОСОВУЮТЬСЯ У БУДІВНИЦТВІ ДЛЯ ВОГНЕЗАХИСТУ СТАЛЕВИХ КОНСТРУКЦІЙ

Способи вогнезахисту діляться на дві основні групи – активні і пасивні. Активні способи являють собою адресно-аналогові системи пожежної організації – пожежні сигналізації, автоматичні системи пожежогасіння – водяні спринклерні установки і системи автоматичного димовидалення. Пасивні способи полягають у застосуванні покриттів облицювального та теплоізоляційного типу, вогнезахисна дія яких полягає в теплофізичних властивостях матеріалу, що використовується, а також покриттів реактивного типу, які при тепловій дії спучуються, утворюючи теплоізолюючий коксовий шар, на поверхні, що захищається.

До найбільш поширених матеріалів, що використовуються при пасивному вогнезахисту, відносяться конструктивні вогнезахисні матеріали (плити, сегменти, керамічні кам'яні вироби, блоки), вогнезахисні штукатурні суміші та тонкошарові реактивні покриття, що спучуються [1-2].

Порівнюючи спосіб пасивного та активного захисту, слід зазначити, що вони мають принципово різне призначення і суттєво відрізняються за економічними параметрами. Активний спосіб вогнезахисту є процесом більш трудомістким, дорогим і енерговитратним, у порівнянні з пасивним вогнезахистом. У зв'язку з цим найбільш ефективним вважається комплексне використання в будівлях і спорудах активних і пасивних способів вогнезахисту.

Реактивний спосіб вогнезахисту полягає у використанні тонкошарових покриттів, які при дії вогню утворюють щільний теплоізоляційний шар і оберігають конструкцію від температурного впливу. Процеси термічних перетворень цього типу покриттів супроводжуються цілим комплексом ендотермічних хімічних реакцій, в ході яких виділяються речовини, що уповільнюють процес горіння. Ці засоби вогнезахисту називають тонкошаровими інтумесцентними (ті, що спучуються) складами. Тонкошарові покриття впевнено забезпечують клас вогнестійкості R60 для приведеної

товщини металу $\delta_{пр} \geq 4$ мм і R90 для $\delta_{пр} \geq 12$ мм. В європейських країнах використовуються покриття інтумесцентного типу, які мають вогнезахисну ефективність R120.

Реактивні покриття представлені трьома основними групами покриттів: інтумесцентні поліфосфатні склади, склади на основі графіту, силікатні фарби, що спучуються.

Слід зазначити, що матеріали на основі рідкого скла (силікатні фарби) в даний час практично не застосовуються – вони не витримують критики з точки зору корозійного впливу на металеві конструкції. Крім того, вони мають вкрай низькі експлуатаційні властивості - руйнуються при підвищеній вологості, розтріскуються в сухих умовах, вилугуюються білим нальотом на поверхні вогнезахисного покриття.

Вогнезахисні сухі будівельні суміші (штукатурки) являють собою, як правило, цементно-вермикулітовий склад з комплексом спеціальних добавок, який утворює покриття з високою адгезійною здатністю до металевих поверхонь і відносно низькою щільністю (400-600 кг/м³). Речовина поставляється у вигляді сухої будівельної суміші, яка після додавання води наноситься на поверхню металоконструкцій механізованим способом з отриманням покриття товщиною 10-50 мм в залежності від необхідного класу вогнестійкості, який може досягати R240.

Вогнезахисні плити і листові волокнисті матеріали відносяться до конструктивних методів, вогнезахисна дія яких полягає переважно в теплофізичних властивостях матеріалу, що використовується. Цей метод вогнезахисту, зважаючи на свої декоративні, екологічні та експлуатаційні характеристики, завойовує все більші позиції в практиці вогнезахисту. Клас вогнестійкості сталевих конструкцій, що досягається при застосуванні вогнезахисних плит, може становити до R300.

Комбіновані способи вогнезахисту застосовуються в практиці вогнезахисту для вирішення складних і нетрадиційних технічних завдань. Вони являють собою поєднання вогнезахисних матеріалів різних видів, наприклад: термостійких волокнистих плит з покриттями на мінеральних в'язучих або покриттями, що спучуються; волокнистих теплоізоляційних матеріалів з гіпсокартоновими листами; теплоізоляційні матеріали з вогнезахисними цементно-вермикулітовими плитами і т.д.

Бетонування й облицювання цеглою і теплоізоляційними плитами проводиться з використанням традиційних будівельних матеріалів і може забезпечити межу вогнестійкості до 5-6 годин (рис. 1). Але такий спосіб вогнезахисту практично не застосовується у нових будинках на етапі будівництва і поширений лише при

ремонтних і реставраційних роботах з метою посилення конструкцій, які втратили свої властивості міцності внаслідок тривалої експлуатації.



Рисунок 1 – Приклад сталевих конструкцій, захищених шляхом бетонування та облицювання

При виборі способу вогнезахисту за допомогою розглянутих вище облицювальних будівельних матеріалів необхідно знати, що кожне таке рішення має бути підтверджено проведенням випробувань по підтвердженню класу вогнестійкості сталевій конструкції, захищеної шляхом бетонування або облицювання [3].

Найбільш близькими до сертифікованих вогнезахисних матеріалів є облицювання з теплоізоляційних плит на основі перліту, вермикуліту та цементу, азбестоперлітоцементних і напівжорстких мінераловатних плит. Товщина таких плит становить близько 50 мм, що забезпечує межу вогнестійкості до 120 хвилин за умови надійного кріплення плит до конструкції.

Література

1. ДБН В.1.1–7:2016 «Пожежна безпека об'єктів будівництва».
2. ПРАВИЛА з вогнезахисту, затверджені Наказом Міністерства внутрішніх справ України 26 грудня 2018 року № 1064.
3. ДСТУ-Н Б EN 1993-1-2:2010 «Єврокод 3. Проектування сталевих конструкцій. Частина 1-2. Загальні положення. Розрахунок конструкцій на вогнестійкість (EN 1993-1-2:2005, IDT).

Михайлова Є. О., канд. техн. наук, доц.

Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця, м. Харків, Україна

ОСОБЛИВОСТІ УТИЛІЗАЦІЇ КАРБОН (IV) ОКСИДУ ШЛЯХОМ ЙОГО ГЕОЛОГІЧНОЇ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ

Карбон (IV) оксид або вуглекислий газ (CO_2) відноситься до парникових газів прямої дії, які формують природний парниковий ефект на нашій планеті. Ці речовини погано пропускають інфрачервоне випромінювання, що вивільнюється поверхнею Землі, тому тепло утримується над планетою, не виходячи за межі атмосфери. Рівень CO_2 в атмосферному повітрі почав стабільно зростати ще в XIX столітті, на початку промислової революції. За словами вчених, тоді він не перевищував 280 ppm (ppm (Parts Per Million) у перекладі «частинок на мільйон»).

На сьогоднішній день концентрація карбон (IV) оксиду в атмосфері є найвищою і зростає швидше, ніж будь-коли в історії людства, внаслідок активних антропогенних викидів. Останні кілька років рекорд рівня CO_2 оновлюється регулярно. За даними Погодної обсерваторії на Мауна-Лоа (Гаваї), яка веде спостереження за різними показниками земної атмосфери з кінця 1950-х років, вміст CO_2 в атмосфері у квітні 2024 року на 4,7 ppm був вищий, ніж рік тому. Це найвищий стрибок за весь час відстеження подібних показників. За останніми показаннями концентрація вуглекислого газу в атмосфері наблизилася до 427 ppm, що на понад 50 % перевищує доіндустріальний рівень (рис. 1) [1].

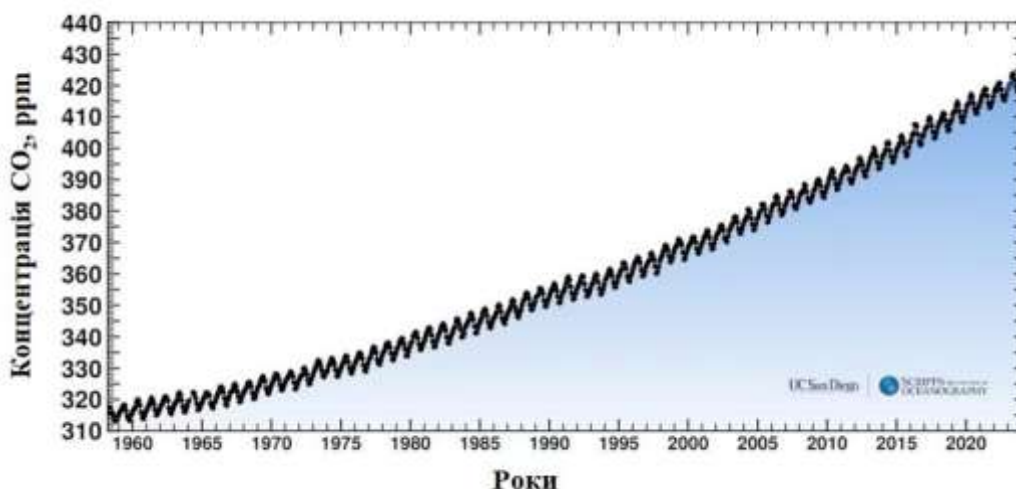


Рисунок 1 – Концентрація карбон (IV) оксиду за роки спостережень обсерваторії Мауна-Лоа [1]

Вчені вважають, що зростання рівня вуглекислого газу в атмосфері відбувається, головним чином, через використання викопного палива, такого як вугілля, нафта та природний газ. Викопне паливо забезпечує понад 98 % світової потреби в енергії. Значну частку у підвищенні концентрації CO₂ у повітрі мають виробництва сталі, алюмінію, цементу, продуктів неорганічного синтезу тощо. Таким чином, бурхливий розвиток енергетики і промисловості у подальшому спричинить ще більш стрімке зростання антропогенних викидів карбон (IV) оксиду. Очікується, що у 2050 році концентрація CO₂ в атмосфері досягне 550 ppm. Висока концентрація вуглекислого газу посилює природний парниковий ефект, що призводить до підвищення глобальної температури Землі. А це, у свою чергу, сприяє таненню льодовиків, підвищенню рівня і кислотності вод Світового океану, появі аномальних природних явищ, які мають руйнівний характер, ставить під загрозу забезпеченість людей житлом, їжею і водою [2].

Отже, необхідні ефективні рішення для подолання цієї зростаючої небезпеки, за умови задоволення енергетичних і промислових потреб людства. Для обмеження підвищення температури Землі потрібно істотне і стійке скорочення чистого потоку CO₂ в атмосферу. Міжнародною ініціативою протидії глобальному потеплінню виступає Паризька кліматична угода, яка була прийнята ООН у 2015 році. Цей документ спрямований на утримання зростання глобальної температури «значно нижче 2 °C» від доіндустріального рівня та продовження зусиль щодо обмеження підвищення температури до 1,5 °C, «визнаючи, що це значно зменшить ризики та наслідки зміни клімату». За даними Міжнародного енергетичного агентства (2017 рік) цілі Паризької угоди можуть бути досягнуто шляхом розширення вже доступних стратегій до їхніх максимальних практичних меж. Це означає, що не потрібно покладатися на непередбачені прориви в технології – для просування необхідно застосування вже існуючих технологій у всьому світі [3].

На теперішній час існує декілька варіантів вирішення проблеми глобальної зміни клімату, які розглядаються науковцями і провідними світовими компаніями, а саме:

- зменшення викидів CO₂ у процесі виробничої діяльності [4];
- утилізація CO₂ шляхом виготовлення цінних промислових товарів (палива, карбаміду, метанолу, карбонатного волокна (карбопластику) тощо) [5];
- збільшенні кількості поглиначів, наприклад, проекти з посадки лісів або іншої рослинності [6];
- зберігання CO₂ у геологічних шарах [7].

Міжурядовою групою експертів зі зміни клімату зроблено висновок, що саме уловлювання та геологічне зберігання вуглецю (Carbon capture and storage (CCS)) можна розглядати як важливу проміжну технологію для скорочення викидів вуглекислого газу від великих енергетичних і промислових об'єктів. Технологія CCS включає вловлювання CO₂ з точкових джерел (промислових димових газів) з подальшим його відділенням, транспортуванням, закачуванням та зберіганням у відповідному природному резервуарі з постійним моніторингом.

Резервуарами для зберігання можуть бути різні геологічні утворення, такі як виснажені нафтові або газові свердловини, недоступні вугільні пласти та солоні водоносні горизонти. На практиці такі місця зберігання матимуть обмеження як щодо потужності зберігання карбон (IV) оксиду, так і щодо швидкості його закачування, залежно від геологічних характеристик пласта.

Найбільш складною з усіх технологічних операцій CCS є безпечне зберігання вуглекислого газу. Це пояснюється великим об'ємом CO₂, який потрібно зберігати, а також тенденцією чистого CO₂ (будь то газ або надкритична форма) знов мігрувати до поверхні землі, якщо не зберігати його належним чином [3].

Наразі розглядаються два можливі варіанти геологічного зберігання вуглекислого газу. Перший варіант полягає у закачуванні вловленого CO₂ до породи-колектора, де він буде фізично утримуватися завдяки наявності перекриваючого непроникного шару гірської породи – так званої «породи-покришки», яка перешкоджатиме міграції карбон (IV) оксиду до поверхні (рис. 2, а). Необхідно врахувати, що наявність навіть невеликої кількості інших речовин, таких як H₂O, H₂S, SO_x, NO_x, N₂, O₂ у газі, що закачується, впливатиме на фізичні і хімічні властивості CO₂ та його поведінку в умовах колектору. А це вимагає попереднього очищення промислових газових викидів від небажаних домішок. Отже, ключ до такого зберігання полягає в тому, щоб гарантувати, що в системі достатньо резерву міцності для забезпечення тривалого зберігання вуглекислого газу без витоку [7].

Другий варіант зберігання вуглецю передбачає закачування розчиненого у воді CO₂ у реакційноздатні породи, такі як базальти або ультраосновні породи, що призводить до його перетворення в стабільні карбонатні мінерали (кальцит, доломіт або магнезит) (рис. 2, б). Геологічна мінералізація дозволяє надійно зафіксувати вуглекислий газ у надрах і знизити ризик його повернення в атмосферу [8].

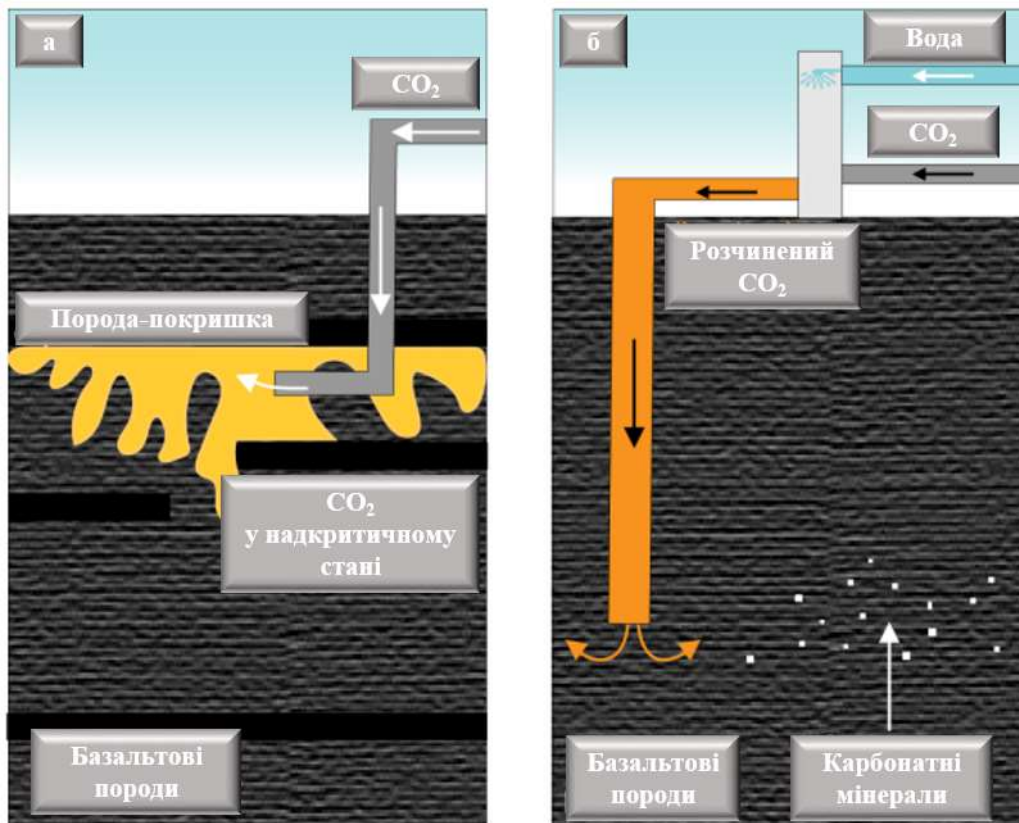


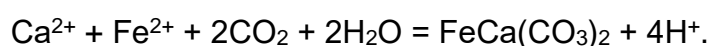
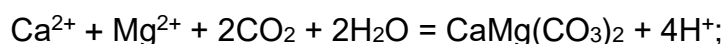
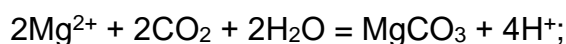
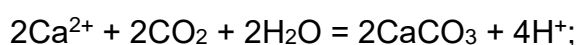
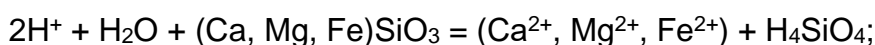
Рисунок 2 – Способи геологічне зберігання карбон (IV) оксиду [3]:
а) без мінеральної карбонізації; б) з мінеральною карбонізацією

Мінеральна карбонізація вуглецю найбільш ефективна в базальтових і ультраосновних породах через їх високу реакційну здатність і значну кількість катіонів двовалентних металів (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+}), що містяться в силікатах. Базальти є найпоширенішою магматичною породою на Землі. Вони займають близько 70 % земної поверхні: більшу частину дна Світового океану і трохи більше 5 % материків. Хоча поширеність базальтових порід обмежена, через процеси їх вивітрювання відбувається приблизно 30 % природного вилучення CO_2 з атмосфери. Це демонструє високий потенціал застосування базальтів для геологічної мінералізації карбон (IV) оксиду. Проведені дослідження свідчать, що базальтова основа може зберігати понад $100 \text{ кг CO}_2/\text{м}^3$. Згідно цієї оцінки загальний потенціал зберігання вуглекислого газу на порядки більший, ніж кількість CO_2 , отриманого від спалювання всього викопного палива на Землі [3].

З точки зору довгострокового геологічного зберігання спосіб закачування карбон (IV) оксиду в пласт із силікатними породами має ряд особливостей. Необхідною умовою є те, що породи повинні бути збагачені сполуками кальцію, магнію чи заліза. Базальтові породи за Р. Делі мають наступний середній хімічний склад щодо зазначених вище сполук (% мас.): CaO – 8,95; MgO – 6,17; FeO – 6,37. Основна маса

базальтів складена мікролітами плагіоклазів, клинопіроксену, піроксену, магнетиту або титаномагнетиту, а також вулканічним склом.

Процес мінеральної карбонізації відбувається шляхом взаємодії розчиненого у воді вуглекислого газу з породами геологічного шару. Вода, насичена CO₂, має кисле середовище (рН = 3–5), що сприяє розчиненню силікатних мінералів і вивільненню катіонів кальцію, магнію і заліза. Значення рН залежить від парціального тиску CO₂, складу розчину та температури системи. Далі відбувається утворення відповідних карбонатних мінералів. Схематично процес можна представити наступним чином:



Ступінь утворення стабільних карбонатних мінералів буде залежити від хімічної природи катіона, рН розчину та температури середовища. Розчинений кальцій випадає в осад (CaCO₃) у вигляді кальциту і/або арагоніту при температурі близько 28 °С. Однак, розчинений магній утворює осад магнезиту (MgCO₃) і доломіту (CaMg(CO₃)₂) при температурах 80 °С і вище. При більш низьких температурах випадання цих мінералів кінетично пригнічується. У таких умовах утворюються лише менш стійкі карбонати магнію у вигляді таких мінералів, як гідромагнезит, дипініт і нескугоніт. Механізм утворення карбонатів заліза поки що залишається незрозумілим. Дуже рідко осаджується в геологічних шарах мінерал сидерит (FeCO₃); частіше відбувається утворення анкериту (FeCa(CO₃)₂) за умови невисокої температури (близько 25 °С) [3].

Формування карбонатних мінералів може тривати від декілька місяців до декілька років. Швидкість процесу визначатиметься температурою процесу осадження. Із зростанням температури час утворення осадів зменшується. Так, у проведеному пілотному експерименті осадження карбонатів при температурі 20–50 °С відбувалося протягом двох років, а при 60–260 °С – протягом кількох місяців [9].

Слід зазначити, що варіант геологічного зберігання карбон (IV) оксиду за допомогою мінеральної карбонізації має значну перевагу порівняно з варіантом без посиленої мінералізації. У цьому випадку вуглець у геологічних шарах перебуває у вигляді твердих карбонатних мінералів, відносно стабільних протягом тривалого часу, ніж CO₂ у надкритичному стані, який може мігрувати до земної поверхні. Крім того, можливо закачування розчину вуглекислого газу будь-якої чистоти, оскільки наявність домішок не впливає на ефективність процесу мінералізації.

Таким чином, CCS має перспективу стати ключовою технологією для:

- зменшення викидів від електростанцій, що працюють на викопному паливі;
- обмеження викидів від багатьох промислових процесів, таких як сталь, алюміній і виробництво цементу;
- забезпечення «негативних викидів» шляхом поглинання CO₂ безпосередньо з повітря.

Запровадження подібних схем повинно збільшитися в наступні роки за-для досягнення цільових показників скорочення викидів карбон (IV) оксиду, передбачених Паризькою угодою, як однією з передумов сталого розвитку суспільства та ефективного переходу до економіки замкнутого циклу. Хоча багаточисельні літературні данні не доводять визначальну роль економіки замкнутого циклу у створенні сталого навколишнього середовища, але вона може сприяти зменшенню концентрації CO₂ в атмосфері.

Література

1. Dance Scott. Hawaii's Mauna Loa Observatory just captured ominous signals about the planet's health. The Washington Post. URL: <https://www.washingtonpost.com/weather/2024/05/10/carbon-dioxide-record-mauna-loa/> (date of access: 10.05.2024).
2. Михайлова Є. Аналіз проблеми викидів парникових газів та методів їх знешкодження. The scientific paradigm in the context of technological development and social change : scientific monograph. Riga, Latvia, 2023. Part 2. P. 25–59.
3. Snaebjörnsdóttir S. O., Sigfússon B., Marieni C., Goldberg D., Gíslason S. R. & Oelkers E. H. Carbon dioxide storage through mineral carbonation. Nature Reviews Earth & Environment. 2020, Vol 1, no 2. P. 90–102. URL: <https://hal.science/hal-03384454>.
4. Михайлова Є. О., Панасенко О. В., Маркова Н. Б. Проблема викидів карбон (IV) оксиду та можливі шляхи її вирішення. Вісник Національного технічного університету «ХПІ». Серія: Нові рішення в сучасних технологіях. 2020. № 1 (3). С. 80–88.

5. Bhavsar A., Hingar D., Ostwal S., Thakkar I., Jadeja S. & Shah M. The current scope and stand of carbon capture storage and utilization – A comprehensive review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* 2023. Vol 8, 100368. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100368>.
6. Михайлова Є. О. Можливості біоенергетичної технології уловлювання та зберігання вуглецю. Нові та нетрадиційні технології в ресурсо- та енергозбереженні : матеріали міжнародної науково-технічної конференції, 6–7 грудня 2023 р. / Національний університет «Одеська політехніка». Одеса, 2023. С. 235–237.
7. Михайлова Є. О. Проблеми та перспективи геологічного зберігання вуглекислого газу. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XIX Міжнародної науково-практичної конференції, 14–15 вересня 2023 р. / УКРНДІЕП. Харків, 2023. С. 269–274.
8. Михайлова Є. О., Дейнека Д. М. Мінералізація вуглекислого газу під час його геологічного зберігання. Інформаційні технології: наука, техніка, технологія, освіта, здоров'я : матеріали XXXII міжнар. наук.-практ. конф. MicroCAD-2024, 22–25 травня 2024 р. / НТУ «ХПІ». Харків, 2024. С. 612.
9. Pogge von Strandmann P.A.E., Burton K. W., Snæbjörnsdóttir S. O. Et al. Rapid CO₂ mineralisation into calcite at the CarbFix storage site quantified using calcium isotopes. *Nature Communications*. 2019. Vol. 10, 1983. URL: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10003-8>.

Монін В. Л., канд. біол. наук, доцент

Кафедра «Промислови теплоенергетични установоки та теплопостачання», Державний вищий навчальний заклад "Приазовський державний технічний університет", м. Дніпро, Україна

ВИКОРИСТАННЯ НАДМІРНОЇ РОСЛИНОЇ БІОМАСИ АЗОВСЬКОГО МОРЯ ЯК СПОСОБУ РОЗВАНТАЖЕННЯ ЙОГО ЕКОСИСТЕМИ

Мікро і макро водорості Азовського моря є важливим фактором очищення вод від біогеного забруднення. За рахунок них формуються велика рослина біомаса (до 6,5 млн.т/добу) (Воловик і др.,1989), а також штормові викиди. Настав час навчитися використовувати цю біомасу як сировину для переробки на технічні, медичні, кормові та інші господарські потреби, в тому числі - для метаногенезу та отримання біогазу (Монин, Хлестова, 2020). Водорості з викидів є цінною сировиною, насамперед добривом та біопаливом (Gotovskienė, Zagorskis, Monin, 2022).

При збиранні рослинної біомаси з води буде вилучено відповідну кількість органічних та мінеральних речовин. У разі залишання біомаси у морі відбувається вторинне забруднення води за рахунок розкладання безпосередньо водоростей і рясного розвитку на них мікроорганізмів (Блинова, Сабурин, 2005).

Попередніми дослідженнями встановлено залежність кількості отриманого метану від типового складу морської рослинної біомаси (Монин, 2020).

З подальшими дослідженнями, стало відомо що при отриманні біогазу та добрив, треба враховувати якісний склад рослинної біомаси по вуглеводам, протеїнам, а також загальним вуглецю і азоту (Burko at all, 2024)

Метою досліджень 2023р було визначення у рослинної біомаси штормових викидів Белосарайської затоки Азовського моря кількісного складу вуглеводів, протеїнів, а також загальним вуглецю і азоту.

Для досліджень використовували штормові викиди рослинної біомаси зібраних у 2021 році (Монін, Єлістратова, 2023).

Аналіз органічного та мінерального складу проводили за ДСТУ 7670:2014 «Сировина та продукти харчові (готування проб)»: сушіння - 85°C; прожарювання - 450 °C.

Зважування наважок здійснювали на терезах (кордон зважування – 200 г) з дискретністю відліку – 0.01 г. Мінералізацію проб проводили в

муфельній печі при температурі 450°C за ДСТУ 7670. Зважування мінеральних залишків здійснювали на терезах (межа зважування – 220 г) з дискретністю відліку – 0.001 г. Різниця між сухою та мінералізованою масами представляла органічну речовину.

Розрахунки вуглеводів та протеїнів виконували від сухої органічної речовини кожної проби (Ed. by Вуков, 1999). Загальні вуглець і азот розраховували по вуглеводам і протеїнам кожного типу рослин.

Визначення кількісного складу вуглеводів та протеїнів у рослинної біомаси штормових викидів

Для розвантаження водних екосистем від надмирної рослинної біомаси треба вміти використовувати цю біомасу на господарські потреби. Була досліджена можливість використовувати морську рослину біомасу як сировину для переробки на біогаз методом метаногенезу.

Для розробки умов оптимального процесу метаногенезу потрібно враховувати кількісний склад вуглеводів та протеїнів, а в подальшому для добрив - вуглецю і азоту у матеріалі, що переробляється.

Показники кількісного складу вуглеводів, протеїнів, а також загальним вуглецю і азоту у органічної речовини рослинної біомаси штормових викидів представлені у таблиці 1.

Дослідженнями встановлено, що кількість вуглеводів в сумішах періоду з маю по листопад коливалась від 74,8 % до 88,2%, протеїнів – 8,6% – 16,2% відповідно. Показники загальних вуглецю і азоту коливались від 20,7% до 29,7% і від 1,65% до 2,38% відповідно. Вказані показники, мабуть, залежали як від сезону так і від складу видів рослин. Так, найбільша частка вуглеводів (88,2%) була у суміші №8 і мала найнищій загальний вуглець (20,7%). Це пов'язано з присутністю у пробі 38% рослинного детриту котрий вже мав частково перероблену органічну речовину.

В процесі метаногенезу, якість бродіння з отриманням більшої маси метану (CH₄) залежить від кількості органічного вуглецю, котрий зменшується з часом. Натомість, азот залишається у бродильному субстраті і може використовуватися у якості азотного добрива.

Таблиця 1 – Кількісний склад вуглеводів, протеїнів, а також загальним вуглецю і азоту у рослинної біомаси

№ пробы	Співвідношення рослин, дата збору	Вуглеводи, %	Белки, %	Вуглець загальний, %	Азот загальний, %
1	Бурі вод: 96% Зелені: 4% 01.05.21 р.	85,4	12,0	28,7	1.9
2	Бурі вод: 50% Червоні вод: 50% 07.05.21 р.	79,5	16,2	29,7	2.6
3	Зелені вод: 75% Червоні вод: 25% 15.05.21 р.	80,25	14,1	28,6	2.26
4	Зелені вод: 85% Червоні вод: 15% 21.05.21 р.	84,4	11,2	27,8	1.84
5	Морська трава: 100% 20.06.21 р.	74,8	10,4	27,6	1.65
6	Бурі вод: 100% 31.07.21 р.	86,0	10,5	28,0	2.38
7	Бурі вод: 66% Морська трава: 34% 24.09.21 р.	81,2	14,6	29,1	2.31
8	Морська трава: 62% Рослинний детрит: 38% 06.11.21 р.	88,2	8,6	20,7	1.38
9	Морська трава: 88% Зелені вод: 12% 13.11.21 р.	83,3	12,5	29,6	2.00

При використанні бродильного субстрату в якості добрив для екологічного землеробства, важливе значення має співвідношення C/N. Рекомендоване співвідношення складає від 20/1 до 31/1 (Burko, Zagorskis, at all, 2024).

У нашому випадку воно складає від 11,5/1 до 21,4/1, що дає надію на можливість регулювання цього важливого показника з початку закладки морських рослин в якості субстрату для бродіння. В процесі метаногенезу кількість азоту буде зростати, а співвідношення C/N – зменшуватися, що потребуватиме додавання вуглеводної сировини, наприклад, соломи.

Отримані результати кількісного складу вуглеводів, протеїнів, а також загальним вуглецю і азоту у органічної речовини рослинної біомаси штормових викидів для виробництва біогазу можуть значно сприяти не тільки виробництву енергії зі стійких, відновлюваних джерел, а і виробництву добрив для екологічного землеробства.

Висновки

1. В результаті досліджень встановлено співвідношення вуглеводів і протеїнів у органічної речовини рослинної біомаси штормових викидів. Кількість вуглеводів в сумішах періоду з маю по листопад коливалась від 74,8 % до 88,2%, протеїнів – 8,6% – 16,2% відповідно.

2. Отримані результати кількісного складу загальних вуглецю і азоту у органічної речовини рослинної біомаси штормових викидів. Показники загальних вуглецю і азоту коливались від 20,7% до 29,7% і від 1,65% до 2,38% відповідно

3. При використанні бродильного субстрату в якості добрив для екологічного землеробства, значення співвідношення C/N складає від 11,5/1 до 21,4/1, що свідчить на можливість регулювання цього показника з початку закладки в якості субстрату для бродіння.

Література

1. Воловик С.П., Студеникина Е.И., Мирзоян И.А. Биологические предпосылки развития марикультуры в Азовском море //Всес. конф. по рац. исполъз. биол. ресурсов окраин. и внутр. морей СССР (сбалансир. рыболов.), Пярну.- М., 1989.- с. 34-36.
2. Монин В.Л., Хлестова О.А. Штормовые выбросы растительной биомассы Белосарайского залива Азовского моря – перспективный источник возобновляемой энергии./ Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук.статей XVI Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14–18 вересня 2020 р.) /УКРНДІЕП. ПП«Стильздат», 2020.С. 188–194.
3. A. Gotovskienė, A. Zagorskis, V. Monin. 2022. Biodujūlšeiigos kokybiniaiir kiekybiniai tyrimai naudojant skirtingas vakrodumblių kultūras. MDPI., Appl. Sci. Vilniaus technikos universitetas Gediminos,. 2023, pp. 42-54. <http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/konfer2022.pdf>.
4. Монин В.Л. Предварительные результаты метаногенеза штормовых выбросов Белосарайского залива Азовского моря». Університетська наука - 2020 : тези доп. Міжнар. науково-техн. конф. (Маріуполь, 20–21травня 2020 р.): в 4 т. Т. 1: факультети: металургійний, енергетичний / ДВНЗ «ПДТУ». – Маріуполь: ПДТУ, 2020. с. 259-261.
5. Vadim Burko , Alvydas Zagorskis, Nelli Elistratova , Olha Khliestova , Jaunius Urbonavičius and Vladimir Monin 2024. Assessment of the Seasonal Potential of Macroalgae and Grass in the Sea of Azov for Methanogenesis and Optimization of the

Digestate's Carbon/Nitrogen Ratio //Sustainability 2024, 16, 1134.
<https://doi.org/10.3390/su16031134> <https://www.mdpi.com/journal/sustainability>

6. Chemical Composition and Processing Properties of Seaweeds, Invertebrates and Marine Mammals (Manual). Ed. by Bykov V.P. M.: VNIRO Publishing, 1999. — 262 p.

7. Блинова Е.И., Сабурин М.Ю. Штормовые выбросы макрофитов (на примере Анапской бухты, Черное море) // Прибрежные гидробиологические исследования: Труды ВНИРО. М.: Изд-во ВНИРО, 2005.Т. 144. С. 286-293.

Ольховик Ю. О., д-р техн. наук, ст. дослідник
Національний авіаційний університет, Київ, Україна

ЩОДО СТАНУ ФУНКЦІОНУВАННЯ КИЇВСЬКОГО СПЕЦКОМБІНАТУ «РАДОН»

Першими об'єктами для поводження з радіоактивними відходами в Україні були спецкомбінати в містах Київ, Донецьк, Дніпропетровськ, Львів, Харків, Одеса, завданням яких було «.. знешкодження різних видів радіоактивних відходів, їх збирання, транспортування, переробка і захоронення та дезактивація спеціального і цивільного одягу, забрудненого радіонуклідами; ліквідація радіаційних аварій на території України» [1].

Сховища РАВ на майданчиках пунктів захоронення радіоактивних відходів (ПЗРВ) споруджені у 60-х – 70-х роках минулого сторіччя за типовими проектами, як приповерхневі залізобетонні модулі ємністю 200 м³ та 400 м³, призначені для захоронення РАВ (без наміру їх подальшого вилучення). Більшість сховищ РАВ на ПЗРВ були повністю заповнені та законсервовані до прийняття у 1996 році рішення щодо переходу спеціалізованих підприємств Державної корпорації «УкрДО «Радон» на технологію тимчасового контейнерного зберігання РАВ. На той час РАВ приймалися на захоронення у сховища на ПЗРВ без належної характеристики, сортування, переробки і кондиціонування.

Наказом Державного агентства України з управління зоною відчуження (далі – ДАЗВ) від 19 червня 2019 року № 122-19 створено підприємство - ДСП «Об'єднання «Радон», до складу якого увійшли Харківська, Дніпровська, Львівська, Одеська міжобласні філії та Центральний виробничий майданчик (ЦВМ), створений на базі Київського спецкомбінату.

Останній відомий тим, що у 90-ті роки минулого сторіччя на законсервованих сховищах твердих РАВ №№ 5,6,7, заповнення яких здійснювалось у попередній період за технологією захоронення, за результатами радіаційного контролю було виявлено підвищену концентрацію тритію (³H) у атмосфері над сховищами № 5, 6, 7. Причиною було визнано порушення цілісності (розгерметизація) бар'єрів утримання та ізоляції РАВ законсервованих сховищ №№ 5, 6, 7 що призвело до потрапляння та накопичення води з атмосферних опадів у заповнених твердими РАВ сховищах. Цей

факт було кваліфіковано як радіаційну аварію I групи, згодом як промислову аварію, наслідки якої не вийшли за межі майданчику ПЗРВ.

Тритій є одним з найбільш біологічно небезпечних радіонуклідів за своєю дією на живі організми. Тритій - це радіоактивний ізотоп водню (надважкий водень), з періодом напіврозпаду $T_{1/2} = 12,32$ роки. Швидко окислюється, утворюючи тритієву воду НТО, яка за смаком і запахом не відрізняється від звичайної. Тритій представляє собою дуже небезпечний радіонуклід з точки зору його впливу на еко- і біосистеми, і, в кінцевому рахунку, на людину.

Зрозуміло, що наразі тритій далеко не єдина і не головна екологічна загроза для України. Але на думку автора поточний стан функціонування Центрального виробничого майданчика ДСП «Об'єднання «Радон» є наочним прикладом результатом некомпетентності, безвідповідальності і бездіяльності попереднього керівництва ДСП «Об'єднання «Радон» і відсутності контролю з боку органів державного управління, відповідальних за формування та реалізацію державної політики у сфері поводження з РАВ.

В 1995 році зафіксовано витік тритію із сховищ твердих радіоактивних відходів № 5, 6, 7. Після облаштування на майданчику ПЗРВ системи моніторингу підземних вод, було виявлено, що концентрація тритію у ряді наглядових свердловин навколо сховищ №№ 5, 6, 7 становила на той час $1,5E+06$ Бк/л (допустимий рівень $3E+04$ Бк/л). Першочергові заходи з ліквідації цієї аварії включали спорудження ангару- накриття над аварійними сховищами РАВ №№ 5, 6, 7 з метою захисту від потрапляння атмосферних опадів у ці сховища, що дозволило локалізувати, але не ліквідувати, джерело надходження тритію у підземні води. І лише через 16-18 років були проведені роботи з перекачування забрудненої рідини, що накопичилась у сховищах РАВ №№ 5, 6 до сховища рідких РАВ № 14 на ПЗРВ. Однак у сховищах РАВ №№ 5, 6 залишилася невелика кількість рідких РАВ, які неможливо було відкачати.

Сучасні дані свідчать, що залізобетонні захисні інженерні бар'єри не є перепорою для міграції тритієвої води внаслідок як притаманної бетону пористості, так і завдяки високій швидкості ізотопного обміну «протій-третій». Внаслідок цих обставин слід було б очікувати подальшу міграцію тритію вже із сховищ рідких РАВ. Слід зазначити, що за вимогами нормативного документу СПОРО-85, відповідно до якого споруджувались сховища РАВ на ПЗРВ, зберігання рідких РАВ у сховищах рідких РАВ до їх переводу у твердий стан не мало перевищувати двох років. Цю вимогу не була виконано, і наразі найбільш критичною є ситуація щодо зберігання рідких РАВ на ЦВМ. На ЦВМ зберігаються рідкі РАВ, розміщені у сховищах №№ 3, 12, 13, 14.

Станом на кінець 2023 року об'єм рідких РАВ у цих сховищах складав:

у сховищі № 12 – 187 м³ активністю 3,2Е+8Бк;

у сховищі № 13 – 193 м³ активністю 7,6Е+11Бк;

у сховищі № 14 – 3 м³ активністю 2,8Е+11Бк;

у сховищі № 3 – 97 м³ активністю 9,2Е+12Бк

У 2016 році під час проведення щоквартальних регламентних вимірювань рівня рідких РАВ у сховищах рідких РАВ на ПЗРВ ЦВМ у сховищі № 14 було виявлено зниження рівня рідких РАВ, що було кваліфіковано, як витік рідких РАВ за межі сховища, у межах промислової зони ПЗРВ. Цю подію класифіковано підприємством як радіаційна аварія.

Під час ліквідації аварії рідкі РАВ зі сховища № 14 були перекачані у резервне сховище № 3 відповідно до «Програми проведення перекачування рідких РАВ зі сховища рідких РАВ № 14 до сховища рідких РАВ № 3 на ПЗРВ ЦВМ ДСП «Об'єднання «Радон». Однак у сховищі № 14 залишилась невелика кількість рідини (близько 3 м³) у вигляді донних відкладень.

Останнім часом при вимірюваннях рівня рідких РАВ у сховищі РАВ № 3 було виявлено зниження рівня рідких РАВ. Станом на період з 2016 рік по квітень 2024 р. падіння рівня рідких РАВ – склало 11 см (до позначки 1,43 м). Таким чином фіксується втрата герметичності бар'єрів сховища № 3, тобто втрата контролю над джерелом іонізуючого випромінювання, що є ознакою радіаційної аварії. Нескладно розрахувати, що у навколишнє середовище надійшло 7 м³ рідких РАВ загальною активністю 7Е+11 Бк.

Таким чином фактично на площадці ЦВМ ДСП «Об'єднання «Радон» вже 30 років відбувається перманентна радіаційна аварія, для ліквідації якою єдиним виконаним заходом було спорудження ангара-накриття над аварійними сховищами РАВ №№ 5, 6, 7, яке потребує капітального ремонту і наразі наявні протікання атмосферних опадів. Проте ремонтні роботи не проводяться вже декілька років.

Існуюча на ЦВМ система наглядових свердловин для радіаційного моніторингу підземних вод навколо сховищ РАВ потребує оновлення та модернізації. Більшість із наглядових свердловин або замулені або виявилися вище рівня ґрунтових вод, який останніми роками суттєво знизився. Таким чином повноцінний моніторинг на майданчику ПЗРВ унеможливлений. Слід зазначити, що у 2013 році було розроблено Технічне завдання на розробку проекту модернізації системи радіаційного моніторингу підземних вод на майданчику ПЗРВ, але жодні роботи не проведені.

За результатами регуляторного розгляду комплексної оцінки безпеки Держатомрегулюванням та українськими і міжнародними експертами в рамках проєкту U4.01/14С, щодо стану безпеки сховищ РАВ на ПЗРВ відзначалось: «На сьогодні за межами майданчика ПЗРВ не спостерігається небезпечних рівнів забруднення, разом з цим, наявні високі ризики підвищення негативного впливу від «історичних» сховищ РАВ на ПЗРВ в майбутньому». Але цей висновок був справедливий для стану розповсюдження забруднення на 2020 рік за даними моніторингу ґрунтових вод, про недостатню ефективність якого було зазначено раніше. Поточна картина забруднення підземних вод як на майданчику ЦВМ, так і за його межами достовірно невідома.

Картина розвитку радіаційної аварії доповнюється ще одним прикладом некомпетентності керівництва ДСП «Об'єднання «Радон» і Київського спецкомбінату. У період з 2003 по 2011 роки 33 партії РАВ у вигляді шламів були прийняті від Гнідинцівського газопереробного заводу у сховище ангарного типу № 2 як «тверді радіоактивні відходи» без будь-якої належної характеристики щодо агрегатного стану цих відходів та вмісту органічних і корозійноактивних речовин. Ці відходи являють собою шлами, забруднені радіонуклідами природного походження, у первинних упаковках - металевих бочках, які розміщені у пакувальні комплекти КТ-2.0. Вже у 2011 році було виявлено розгерметизацію упаковок та протікання РАВ, і такі упаковки були розміщені на плитах сховищ №№ 6, 7, під ангаром-накриттям над аварійними сховищами РАВ №№ 5, 6, 7. Частина упаковок РАВ у вигляді шламів ще й досі розміщена у сховищі ангарного типу № 2. На сьогодні їх технічний стан постійно погіршується, по мірі погіршення технічного стану упаковки переміщуються на плити перекриття сховищ № 6,7. Таким чином, внаслідок протікання даху ангару-накриття та корозії упаковок шламів у аварійні сховища №№ 6, 7 надходять не тільки природні радіонукліди, але й органічні і корозійноактивні речовини, які безумовно активізують процеси міграції тритію із зазначених сховищ.

Технічні рішення щодо подальшого поводження з цим «проблемним» потоком РАВ на сьогодні не визначені, відсутні технології їх переробки та іммобілізації для приведення їх у стабільний стан з огляду на їх фізико-хімічні характеристики.

Виконання робіт з ліквідації наслідків радіаційної аварії на сховищах № 5, 6, 7 ПЗРВ ЦВМ ДСП «Об'єднання «Радон» передбачено Загальнодержавною цільовою екологічною програмою поводження з РАВ [2], але відповідні роботи практично не ведуться. З огляду на поточну ситуацію актуалізація Загальнодержавної програми поводження з РАВ має включати виконання заходів з ліквідації наслідків радіаційної аварії як на сховищах № 5, 6, 7, так і на сховищах рідких РАВ ЦВМ ДСП «Об'єднання

«Радон», оскільки саме ці сховища наразі є основним джерелом надходження тритію у навколишнє середовище.

Перелік негараздів експлуатації ЦВМ ДСП «Об'єднання «Радон» включає також відсутність будь-якої діяльності з вилучення історичних РАВ сховищ РАВ №№ 8, 9, 10, їх кондиціонування та переміщення до централізованих сховищ РАВ на комплексі виробництв «Вектор», що передбачено Загальнодержавною цільовою екологічною програмою поводження з РАВ [2], невиконання ремонтних робіт на сховищі ангарного типу № 2 і на сховищах колодезяного типу №№ 1-6.

Як висновок можна констатувати хронічну невирішеність вищезазначених питань забезпечення безпеки поводження з РАВ на об'єкті, розташованому в межах Київської агломерації. Ситуація на ЦВМ ДСП «Об'єднання «Радон» потребує невідкладної реконструкції системи моніторингу підземних вод і виконання дослідних робіт щодо вилучення і безпечної іммобілізації як твердих, так і рідких тритійвміщуючих РАВ, що дозволить ліквідувати багаторічну радіаційну аварію в Києві.

Стаття підготовлена за матеріалами засідання Колегії Держатомрегулювання від 4.07.2024 року.

Література

1 Постанова Ради Міністрів УРСР від 09.07.1960 №1104-60

2 Закон України «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами». Електронний ресурс:

https://zakononline.com.ua/documents/show/284980_483409

Оськіна М.В., аспірант

*Науково-дослідна установа "Український науково-дослідний інститут екологічних проблем",
м. Харків, Україна*

Гончаренко І.О., канд. техн. наук

*Кафедра екології та природозахисних технологій, Сумський державний університет,
м. Суми, Україна*

НЕБЕЗПЕЧНИЙ ВПЛИВ ПОЛІЦИКЛІЧНИХ АРОМАТИЧНИХ ВУГЛЕВОДНІВ ПРИ СПАЛЮВАННІ БІОМАСИ: ОГЛЯД СУЧАСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Спалювання біомаси є найбільшим глобальним атмосферним джерелом ефективного для клімату чорного вуглецю, на який припадає 40% глобальних викидів [1, 2]. Крім того, органічні аерозолі є основним компонентом твердих частинок, що виділяються під час спалювання біомаси [3], і разом їх зазвичай називають вуглецевими аерозолями. Органічні аерозолі, що спалюють біомасу, негативно впливають на клімат [4], кругообіг вуглецю [5,6] та здоров'я людини [7,8].

Поліароматичні вуглеводні (ПАВ) — це клас стійких органічних забруднювачів, що характеризуються множинними злитими ароматичними кільцями. Ці сполуки в основному виділяються в навколишнє середовище в результаті антропогенної діяльності, особливо при спалюванні органічних матеріалів, таких як викопне паливо, біомаса та сільськогосподарські відходи. У зв'язку з їх шкідливим впливом на здоров'я людини, зокрема канцерогенністю, контроль викидів ПАВ від процесів спалювання став пріоритетом для природоохоронних установ та органів охорони здоров'я [9]. Відходи сільського господарства, такі як пожнивні залишки, все частіше використовуються як відновлювальне джерело енергії. Однак при спалюванні цих матеріалів утворюється значна кількість ПАВ. Зокрема ці хімічні речовини утворюються в умовах неповного згоряння, коли органічний матеріал розпадається при високих температурах і згодом формується в більші, складніші молекули. Під час спалювання органічного палива на утворення ПАВ суттєво впливають такі фактори, як наявність кисню, температура горіння та характеристики палива [10].

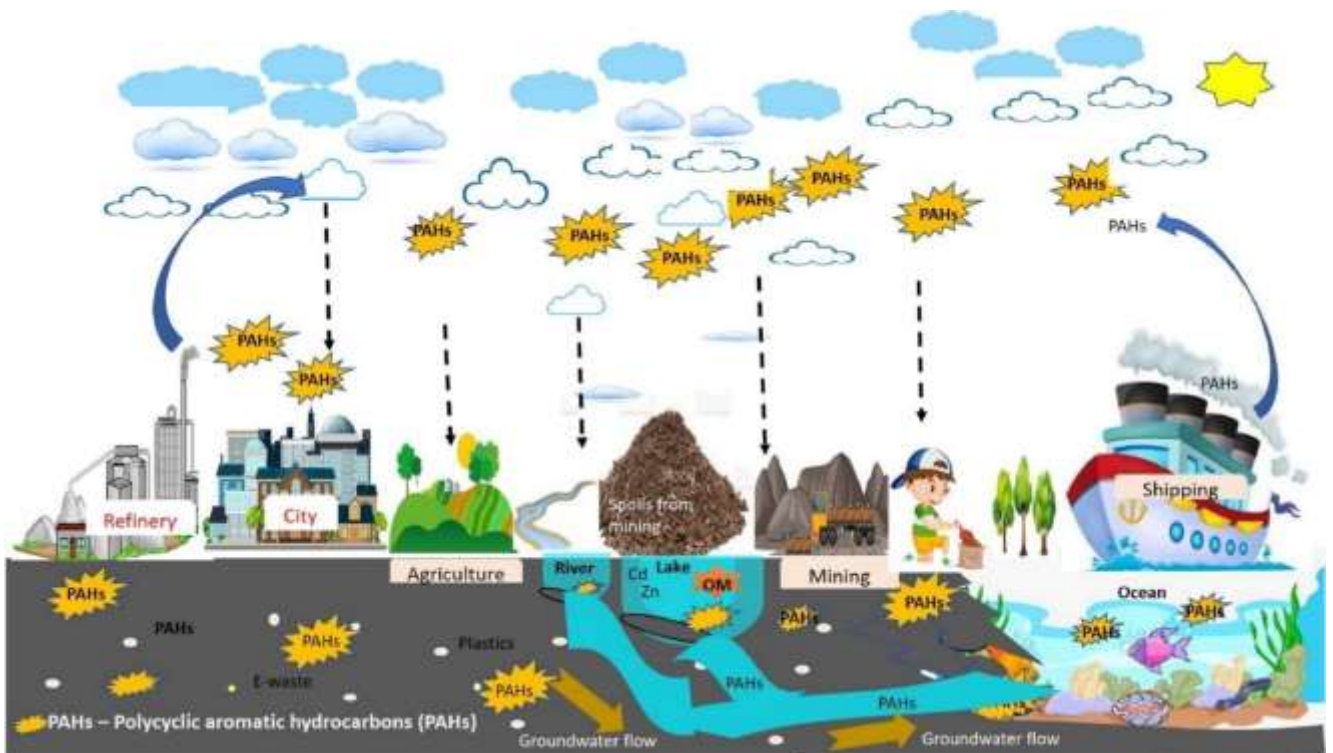
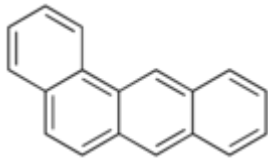


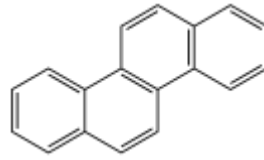
Рисунок 1 – Джерела утворення ПАВ та механізми міграції за Akinpelumi et. AlI (2023) [11]

Найвищі викиди ПАВ зазвичай виникають під час низькотемпературного спалювання з дефіцитом кисню, оскільки ці умови сприяють рекомбінації менших органічних фрагментів у структури ПАВ [12]. При спалюванні сільськогосподарських відходів ПАВ мають тенденцію утворюватися в результаті розпаду лігніну, целюлози та геміцелюлози, присутніх у біомасі. Дослідження показують, що концентрація ПАВ зростає в присутності лігноцелюлозних матеріалів, яких багато в сільськогосподарських рештках, таких як солома, лушпиння та стебла [13]. Склад відходів і використовуваний спосіб спалювання можуть істотно впливати на рівень ПАВ в димових газах, що утворюються.

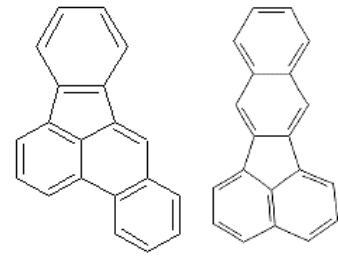
Повідомляється, що під час спалювання твердого палива (виробничого палива або біомаси) ПАВ утворюються на початковій стадії процесу після випаровування частинок палива. На цій стадії метан, ацетилен та інші органічні леткі сполуки частково розщеплюються на більш дрібні (нестабільні) вільні радикали. На наступному етапі ці радикали рекомбінують в різні ПАВ з двома або більше ароматичними кільцями [14]. Сильними канцерогенами і мутагенами визнані деякі ПАВ з більшою кількістю ароматичних кілець (від чотирьох до шести) [15], такі як:



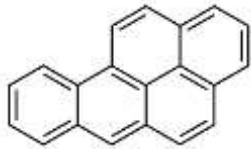
бензо[а]антрацен



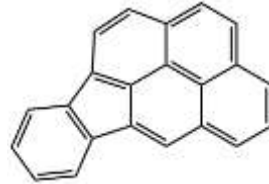
хризен



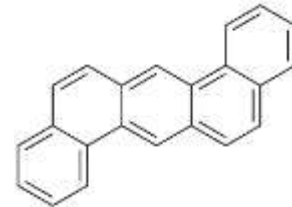
бензо[b,k]флуорантен



бензо[а]пірен



індено[1,2,3-cd]пірен



добенз[а,h]антрацен

ПАВ з низькою молекулярною масою (або з 2 і 3 ароматичними кільцями), такі як нафталін, аценафтилен, фенантрен і фторантен, зазвичай асоціюються з газоподібними продуктами згоряння, тоді як більш небезпечні ПАВ з більш високою молекулярною масою (або з 4, 5 і 6 ароматичними кільцями) в основному виділяються через частинки золи та сажі, які зазвичай називають твердими частинками [16].

Значна кількість наукових досліджень була зосереджена на оцінці ПАВ від різних систем спалювання, що працюють спільно з вугіллям та паливом з біомаси. Повідомляється, що викиди ПАВ, що переносяться золою, залежать і можуть контролюватися в умовах експлуатації (особливо надлишку повітря) і, очевидно, корелюють з розміром частинок золи [17]. Крім того, токсичність ПАВ зростає зі старінням твердих частинок, що було продемонстровано в дослідженнях токсичності частинок сажі на моделях легеневих клітин [18]. При спалюванні відходів сільськогосподарства зазвичай утворюються більш високомолекулярні ПАВ (НМВ-ПАВ), які складаються з чотирьох і більше ароматичних кілець. Ці сполуки є більш стабільними, стійкими до деградації навколишнього середовища та становлять довгострокові ризики [19]. Дослідження з використанням газової хроматографії-мас-спектрометрії (ГХ-МС) показали, що при спалюванні сільськогосподарських відходів, таких як рисова солома і лушпиння кукурудзи, виробляються значні рівні НМВ-ПАВ [20].

Коефіцієнти викиду ПАВ при спалюванні різних видів органічного палива значно варіюють в залежності від виду палива і умов горіння. Наприклад, вугілля має тенденцію до більш високих викидів ПАВ в порівнянні з природним газом через його складну органічну структуру і схильність до неповного згоряння [21]. Біомаса, включаючи сільськогосподарські відходи, може виробляти порівнянний або навіть

вищий рівень ПАВ залежно від вмісту вологи, температури горіння та співвідношення повітря та палива [22].

Дослідження показали, що відкрите спалювання сільськогосподарських відходів призводить до значно вищих концентрацій ПАВ порівняно з контрольованим спалюванням у печах або печах. При відкритому спалюванні викиди ПАВ можуть досягати до 100 мкг/м³, тоді як контрольоване спалювання може зменшити ці викиди до менш ніж 10 мкг/м³ [23]. Правильно спроектовані системи згорання з відповідною подачею повітря та контролем температури мають вирішальне значення для мінімізації утворення ПАВ. Дослідження [24] дозволило оцінити вміст забруднюючих речовин у викидах дров із різних порід деревини, такі як береза, ялина, суха ялина, сосна, вільха (див. Табл. – 1). Береза мала найнижчі викиди, а ялина та вільха – найвищі. Найнижчі концентрації ПАВ спостерігалися у берези та сосни, при цьому загальний рівень ПАВ досягав 107 мкг/м³ та 250 мкг/м³ відповідно.

Таблиця – 1. Концентрація забруднюючих речовин при спалюванні дров (за видами), мг/м³

Назва забруднюючої речовини	Береза А1	Вільха	Сосна	Ялина	Ялина суха
Метану	56,7 ± 25,1	56,1 ± 22,2	46,7 ± 18,4	69,6 ± 14,2	64,4 ± 23,3
Пентан	32,8 ± 7,8	11,9 ± 3,5	14,7 ± 6,2	21,2 ± 5,4	14,7 ± 8,7
Ацетилену	14,2 ± 10,7	20,5 ± 10,6	7,9 ± 6,1	8,8 ± 0,1	15,9 ± 11,6
Етилен	22,5 ± 13,2	24,7 ± 9,3	16,7 ± 8,4	21,2 ± 3,9	22,1 ± 12,0
Пропен	29,4 ± 12,9	25,6 ± 7,4	18,1 ± 7,5	25,4 ± 4,6	25,8 ± 9,1
1,3-бутадиєн	13,4 ± 8,5	14,6 ± 6,7	15,8 ± 9,4	7,8 ± 0,3	6,3 ± 2,3
Бензол	30,1 ± 13,5	36,8 ± 12,8	28,8 ± 10,4	30,3 ± 2,0	38,3 ± 22,0
Мурашина кислота	4,7 ± 1,6	1,9 ± 1,1	2,4 ± 1,3	2,3 ± 1,0	2,4 ± 1,5
Оцтова кислота	75,4 ± 26,5	13,9 ± 10,0	10,7 ± 7,5	14,9 ± 6,2	15,4 ± 10,2
Формальдегід	29,8 ± 10,2	14,2 ± 4,6	15,4 ± 7,5	23,6 ± 6,7	18,0 ± 7,7
Ацетальдегід	13,7 ± 7,3	4,3 ± 2,1	6,3 ± 3,5	8,9 ± 3,8	7,3 ± 4,0
Метанол	15,7 ± 9,6	1,5 ± 0,3	2,0 ± 2,2	2,2 ± 1,8	1,9 ± 1,4

Відповідно [25] проведено кількісне визначення викидів ПАВ при спалюванні рослинних решток, таких як качани кукурудзи, кукурудзяне лушпиння, рисове лушпиння та бобова полова. Дослідження виявило 16 ПАВ (детально див. Табл. – 2), включаючи бензо[гі]перилен, нафталін, аценафтен і бензо[а]пірен, з концентраціями

від 1,47 до 0,01 мкг/мг у зразках. Склад ПАВ значно варіювався між різними залишками, що підкреслює вплив типу палива на викиди.

Таблиця – 2. Концентрація забруднюючих речовин при спалюванні деяких видів сільськогосподарських відходів, мг/м³

Назва речовини	Качани кукурудзи	Кукурудзяне лушпиння	Рисове лушпиння	Квасолева плевел
Нафталін	1,05 ± 0,42	0,01 ± 0,08	1,02 ± 0,43	0,01 ± 0,11
Аценафтилен	1,02 ± 0,31	0,09 ± 0,10	1,00 ± 0,26	НД
Аценафтен	0,03 ± 0,11	0,31 ± 0,16	0,03 ± 0,10	0,03 ± 0,15
Фенантрен	1,00 ± 0,25	1,00 ± 0,20	0,26 ± 0,09	НД
Антрацен	0,04 ± 0,10	1,21 ± 0,43	0,32 ± 0,12	0,02 ± 0,10
Флюореновий	0,02 ± 0,10	0,11 ± 0,13	0,03 ± 0,12	0,49 ± 0,23
Флуорантен	0,04 ± 0,13	0,15 ± 0,23	0,04 ± 0,10	0,61 ± 0,28
Пірен	0,13 ± 0,26	0,13 ± 0,10	0,63 ± 0,35	0,83 ± 0,30
Бензо[а]антрацен	0,02 ± 0,14	1,02 ± 0,37	0,67 ± 0,31	0,82 ± 0,30
Бензо[в]флуорантен	1,32 ± 0,37	1,36 ± 0,34	1,40 ± 0,41	1,32 ± 0,38
Христя	0,96 ± 0,46	0,56 ± 0,10	1,37 ± 0,46	0,82 ± 0,19
Бензо[а]пірен	0,02 ± 0,15	0,02 ± 0,11	0,03 ± 0,21	0,74 ± 0,20
Indene[1,2,3-cd]пірен	0,01 ± 0,12	0,02 ± 0,10	0,01 ± 0,06	1,18 ± 0,37
Бензо[к]флуорантен	1,06 ± 0,31	0,03 ± 0,20	0,01 ± 0,02	0,54 ± 0,22
Бензо[гі]перилен	1,47 ± 0,18	0,02 ± 0,13	НД	0,58 ± 0,26
Дібензо[ах]антрацен	НД	НД	НД	0,01 ± 0,03

Вплив ПАВ на здоров'я людини пов'язаний з різними проблемами, включаючи респіраторні захворювання, шкірні захворювання та рак (див. Рис. – 2). Професійний вплив диму, збагаченого ПАВ, особливо в сільськогосподарських умовах, де часто спалюють біомасу, викликає зростаючу проблему [26]. Зусилля щодо скорочення викидів ПАВ у цих середовищах можуть мати значний вплив на здоров'я населення.

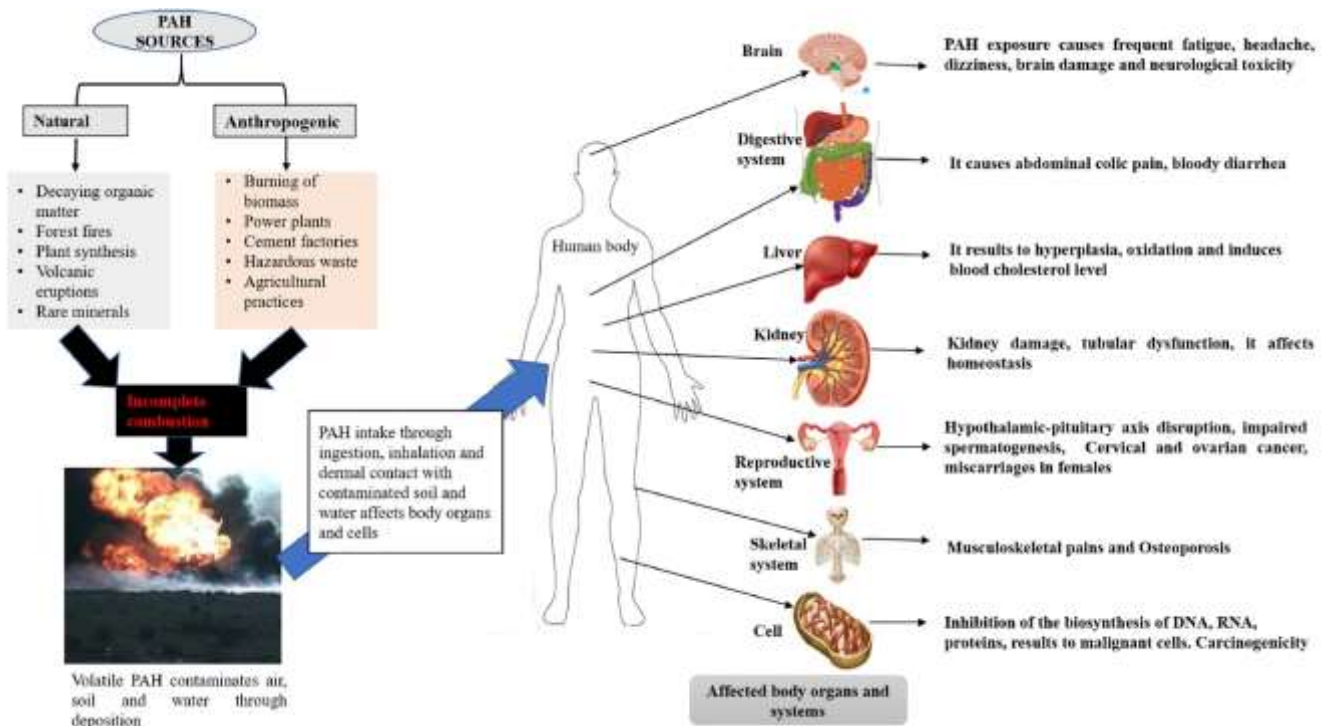


Рисунок – Шляхи надходження ПАВ до навколишнього середовища та небезпечний вплив ПАВ на органи людини за Akinpelumi et. AlI (2023)

Довготривалий вплив навіть низьких рівнів деяких ПАВ, включаючи бензо(а)пірен, був пов'язаний з раком у лабораторних тварин [27]. Вплив нафталіну при вдиханні або прийомі всередину може призвести до руйнування клітин крові [28]. Дослідження задокументували, що ризик гострих респіраторних інфекцій після поправки на соціально-економічні фактори та фактори способу життя зростає більш ніж утричі в районах з високим рівнем спалювання сільськогосподарських залишків, причому діти є найбільш вразливою групою [29].

Наслідки спалювання рослинних залишків можуть бути згубними як для людини, так і для навколишнього середовища. Короткострокові/гострі наслідки для здоров'я включають подразнення очей, нудоту, блювання, діарею, подразнення шкіри та запалення [30]. Довгострокові/хронічні наслідки для здоров'я включають зниження імунної функції, катаракту, пошкодження нирок та печінки, симптоми, схожі на астму, та порушення функції легенів [31].

Висновок

Рецензовані дослідження в сукупності підкреслюють критичні проблеми для навколишнього середовища та здоров'я, пов'язані зі спалюванням сільськогосподарських залишків. Спалювання біомаси, особливо пожнивних решток, таких як солома кукурудзи, лушпиння рису та качани кукурудзи, вивільняє складну суміш забруднюючих речовин, включаючи поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ),

леткі органічні сполуки (ЛОС), чадний газ та тверді частинки. На ці викиди значною мірою впливають умови згоряння, типи палива та ефективність згоряння.

Стійкість і токсичність ПАВ у навколишньому середовищі викликають особливе занепокоєння через їх потенціал до біоаккумуляції та довгострокові наслідки для здоров'я. ПАВ можуть прикріплюватися до частинок, що переносяться повітрям, полегшуючи їх транспортування на великі відстані та осадження в ґрунтах і водоймах, де вони можуть потрапляти в харчовий ланцюг. Це створює ризики не лише для дикої природи, але й для здоров'я людей, оскільки вплив пов'язаний із респіраторними захворюваннями, шкірними захворюваннями та раком.

Отримані результати наголошують на необхідності вдосконалення технологій та практик спалювання для зменшення викидів ПАВ та пом'якшення їх впливу. Підвищення ефективності спалювання, оптимізація типів палива та впровадження більш чистих технологій спалювання є важливими кроками на шляху до мінімізації впливу спалювання біомаси на навколишнє середовище. Крім того, суворіші правила та інформаційні кампанії мають вирішальне значення для вирішення ризиків для здоров'я, пов'язаних зі спалюванням біомаси.

Підсумовуючи, вирішення проблем, пов'язаних зі спалюванням біомаси, вимагає багатогранного підходу, який включає технологічні інновації, регуляторні заходи та ініціативи громадської охорони здоров'я для захисту як якості навколишнього середовища, так і здоров'я людини.

Література:

1. Andreae, M. O., *Emission of trace gases and aerosols from biomass burning - an updated assessment*. Atmos. Chem. Phys. 2019, 19(13), 8523–8546, DOI: 10.5194/acp-19-8523-2019
2. Bond, T. C. et al., *Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment*. J. Geophys. Res.: Atmos. 2013, 118(11), 5380–5552, DOI: 10.1002/jgrd.50171
3. Liang, Y. et al., *Chemical composition of PM_{2.5} in October 2017 Northern California wildfire plumes*. Atmos. Chem. Phys. 2021, 21(7), 5719–5737, DOI: 10.5194/acp-21-5719-2021
4. Voulgarakis, A., Field, R. D., *Fire Influences on Atmospheric Composition*; Jiang, Y. et al., *Impacts of global open-fire aerosols on direct radiative, cloud, and surface-albedo effects simulated with CAM5*. Atmos. Chem. Phys. 2016, 16(23), 14805–14824, DOI: 10.5194/acp-16-14805-2016

5. Harrison, S. P. et al., *The biomass burning contribution to climate-carbon-cycle feedback*. *Earth Syst. Dynam.* 2018, 9(2), 663–677, DOI: 10.5194/esd-9-663-2018
6. Lasslop, G. et al., *Influence of Fire on the Carbon Cycle and Climate*. *Curr. Clim. Change Rep.* 2019, 5(2), 112–123, DOI: 10.1007/s40641-019-00128-9
7. Johnston, F. H. et al., *Estimated Global Mortality Attributable to Smoke from Landscape Fires*. *Environ. Health Perspect.* 2012, 120(5), 695–701, DOI: 10.1289/ehp.1104422
8. ¹ Karanasiou, A. et al., *Short-term health effects from outdoor exposure to biomass burning emissions: A review*. *Sci. Total Environ.* 2021, 781, 146739, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146739
9. Chen Y.-W., Cheng Y.-H., Hsu C.-Y. Characterization of the sources and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in PM_{2.5} and their relationship with black carbon: A case study in northern Taiwan. *Environmental Pollution*. 2023. P. 122427. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122427>
10. Dandajeh, H. A., Talibi, M., Ladommatos, N., & Hellier, P. (2019). Influence of combustion characteristics and fuel composition on exhaust PAHs in a compression ignition engine. *Energies*, 12(13), 2575.
11. Akinpelumi et al. A comparative study of the impacts of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in water and soils in Nigeria and Ghana: Towards a framework for public health protection. /*Journal of Hazardous Materials Advances*. 2023. P. 100336. URL: <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100336>
12. Hrodmarsson, H. R., Bouwman, J., Tielens, A. G., & Linnartz, H. (2022). Similarities and dissimilarities in the fragmentation of polycyclic aromatic hydrocarbon cations: A case study involving three dibenzopyrene isomers. *International Journal of Mass Spectrometry*, 476, 116834.
13. Biswas, B., Pandey, N., Bisht, Y., Singh, R., Kumar, J., & Bhaskar, T. (2017). Pyrolysis of agricultural biomass residues: Comparative study of corn cob, wheat straw, rice straw and rice husk. *Bioresource technology*, 237, 57-63.
14. Shukla, B., & Koshi, M. (2011). Comparative study on the growth mechanisms of PAHs. *Combustion and Flame*, 158(2), 369-375.
15. Machala, M., Vondráček, J., Bláha, L., Ciganek, M., & Neča, J. (2001). Aryl hydrocarbon receptor-mediated activity of mutagenic polycyclic aromatic hydrocarbons determined using in vitro reporter gene assay. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 497(1-2), 49-62.

16. Lighty, J. S., Veranth, J. M., & Sarofim, A. F. (2000). Combustion aerosols: factors governing their size and composition and implications to human health. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50(9), 1565-1618.
17. Janvijitsakul, K., & Kuprianov, V. I. (2008). Major gaseous and PAH emissions from a fluidized-bed combustor firing rice husk with high combustion efficiency. *Fuel processing technology*, 89(8), 777-787.
18. Dilger, M., Orasche, J., Zimmermann, R., Paur, H. R., Diabaté, S., & Weiss, C. (2016). Toxicity of wood smoke particles in human A549 lung epithelial cells: the role of PAHs, soot and zinc. *Archives of toxicology*, 90, 3029-3044.
19. Shahsavari, E., Schwarz, A., Aburto-Medina, A., & Ball, A. S. (2019). Biological degradation of polycyclic aromatic compounds (PAHs) in soil: a current perspective. *Current Pollution Reports*, 5, 84-92.
20. Zhang, H., Zhang, X., Wang, Y., Bai, P., Hayakawa, K., Zhang, L., & Tang, N. (2022). Characteristics and influencing factors of polycyclic aromatic hydrocarbons emitted from open burning and stove burning of biomass: A brief review. *International journal of environmental research and public health*, 19(7), 3944.
21. Bragato, M., Joshi, K., Carlson, J. B., Tenório, J. A., & Levendis, Y. A. (2012). Combustion of coal, bagasse and blends thereof: Part II: Speciation of PAH emissions. *Fuel*, 96, 51-58.
22. Rajeev, P., Shukla, P. C., Singh, G. K., Das, D., & Gupta, T. (2023). Assessment of entrainment of key PAHs emanating from major combustion sources into the ambient air. *Fuel*, 347, 128430.
23. Dyke, P. H. (2002). *PCB and PAH releases from incineration and power generation processes*. UK: Environment Agency.
24. Henna Rinta-Kiikka, Karna Dahal, Juho Louhisalmi, Hanna Koponen, Olli Sippula, Kamil Krpec, and Jarkko Tissari, *The Effect of Wood Species on Fine Particle and Gaseous Emissions from a Modern Wood Stove*, *Atmosphere* 15, no. 7: 839, 2024, <https://doi.org/10.3390/atmos15070839>
25. Bamidele Sunday Fakinle, Ebenezer Leke Odekanle, Chika Ike-Ojukwu, Omowonuola Olubukola Sonibare, Olayomi Abiodun Falowo, Folawemi Winner Olubiyo, Daniel Olawale Oke, Charity O. Aremu, *Quantification and health impact assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) emissions from crop residue combustion*, *Heliyon*, Volume 8, Issue 3, 2022, e09113, ISSN 2405-8440, <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09113>

26. Pardo, M., Li, C., Fang, Z., Levin-Zaidman, S., Dezorella, N., Czech, H., ... & Rudich, Y. (2021). Toxicity of water-and organic-soluble wood tar fractions from biomass burning in lung epithelial cells. *Chemical research in toxicology*, 34(6), 1588-1603.
27. Perera, F. P., Poirier, M. C., Yuspa, S. H., Nakayama, J., Jaretzki, A., Curnen, M. M., ... & Weinstein, I. B. (1982). A pilot project in molecular cancer epidemiology: determination of benzo [a] pyrene—DNA adducts in animal and human tissues by immunoassays. *Carcinogenesis*, 3(12), 1405-1410.
28. Pannu, A. K., & Singla, V. (2020). Naphthalene toxicity in clinical practice. *Current drug metabolism*, 21(1), 63-66.
29. Singh, T., Biswal, A., Mor, S., Ravindra, K., Singh, V., & Mor, S. (2020). A high-resolution emission inventory of air pollutants from primary crop residue burning over Northern India based on VIIRS thermal anomalies. *Environmental Pollution*, 266, 115132.
30. Anyahara, J. N. (2021). Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) on the environment: A systematic review. *International Journal of Advanced Academic Research*, 7(3).
31. Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian journal of petroleum*, 25(1), 107-123.

Проскурнін О. А., д-р техн. наук, ст. наук. співр.;

Жук² В. М., канд. техн. наук, доц.;

Суліма¹ Є. О., аспірантка;

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.;

¹ Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

² Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна

ВРАХУВАННЯ ДИНАМІКИ ВОДОНЕПРОНИКНОСТІ ҐРУНТУ ПРИ НОРМУВАННІ СКИДАННЯ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН З ДОЩОВИМИ СТИЧНИМИ ВОДАМИ

У сучасному світі одним із суттєвих джерел забруднення водних об'єктів є дощовий стік з промислових, сільськогосподарських та комунальних підприємств, разом з яким у поверхневі води потрапляють продукти ерозії ґрунту, пил, продукти відкритих складських площадок, нафтопродукти, викиди забруднюючих речовин (ЗР) від промислових підприємств, які потрапляють в атмосферу, а потім з опадами забруднюють територію і з дощовою водою потрапляють до водного об'єкту [1]. Для збереження водних ресурсів від високого рівня забруднення виникає необхідність проведення розрахунку гранично допустимого скиду (ГДС) забруднюючих речовин, що потрапляють з територій підприємств до поверхневих водних об'єктів з дощовими стічними водами (СВ) [2].

Методичною базою встановлення ГДС є Методичні рекомендації розроблення нормативів ГДС (МР) [3]. При розрахунку ГДС, згідно МР, для дощових СВ максимальна секундна їх витрата проводиться згідно ДБН В.2.5-75:2013 [4] за формулою:

$$q = \frac{\psi \cdot \left[q_{20} \cdot 20^n \cdot \left(1 + \frac{\lg P}{\lg m_r} \right)^\gamma \right]^{1.2} \cdot F}{t_r^{1.2 \cdot n - 0.1}} \cdot \eta \cdot m, \quad (1)$$

де ψ – середнє значення коефіцієнта стоку; q_{20} – шар дощу тривалістю 20 хв. для періоду однократного перевищення, мм; F – водозбірна площа, га; t_r – розрахункова тривалість протікання дощових СВ по поверхні та трубах, хв; n , η , m_r , γ – параметри, які визначаються згідно ДБН В.2.5-75:2013 в залежності від місцевості.

Недоліком такого розрахунку витрати дощових СВ є неврахування динаміки водонепроникності ґрунту. В роботах [5, 6] було зазначено, що величина інфільтрації швидко знижується на початку дощу, а через деякий період часу прагне до приблизно постійного значення. Дощова вода заповнює поровий об'єм ґрунту та знижує капілярні сили. Також частинки глини в ґрунті можуть набухати при намоканні і тим самим зменшувати розмір пор, що призводить до зменшення водонепроникності.

У роботі [7] розрахунок інфільтрації дощу f пропонувалося проводити за допомогою експоненціальної моделі Хортон:

$$f(t) = (f_0 - f_c) \cdot e^{-k \cdot t} + f_c, \quad (2)$$

де f_0 , f_c – відповідно початкова та кінцева інтенсивність інфільтрації, мм/год; k – коефіцієнт затухання, год⁻¹.

Також у літературі описані моделі Попова (як і модель Хортон, експоненційна, але коефіцієнт затухання в ній прямо залежить від інтенсивності дощу) та степова модель Костякова. Але у сучасних публікаціях модель Попова практично не зустрічається, у неї недостатня апробація і тому її включення в методологію розрахунку ГДС недоцільно. Аналогічна ситуація зі степеню моделлю Костякова.

Є також багато емпіричних методів для визначення інфільтраційних втрат на басейні стоку. Наприклад, рівняння Річардса (1931 р.) та Шварцендрубера (1969 р.) є фізично-обґрунтованими. Вони розв'язуються для одновимірної інфільтрації як для випадку однофазної системи (вода), так і для двофазної (вода і повітря). Проте, внаслідок значної обчислювальної складності, вони не отримали широкого застосування у практичних розрахунках.

Інший клас методів складають так звані індексні методи, серед яких найвідомішими є метод Ф-індексу та метод порядкових кривих (CN-метод), який на даний час найчастіше використовується у інженерній практиці США [8].

Таким чином розробка пропозицій щодо вибору моделі динаміки водонепроникливості ґрунту для її використання в задачах нормування ГДС забруднюючих речовин, що потрапляють до водних об'єктів з дощовими СВ, є актуальною науковою задачею.

При використанні моделі Хортон для розрахунку обсягу дощових вод бажано коефіцієнт стоку розглядати як змінну у часі величину:

$$\psi(t) = \frac{g - f(t)}{g} = 1 - \frac{f(t)}{g}, \quad (3)$$

де g – інтенсивність дощу, мм/год.

Тоді середнє значення коефіцієнту стоку дорівнює:

$$\psi_{сер} = \frac{\int_0^T \psi(t) dt}{T} = \frac{\int_0^T \frac{g - f(t)}{g} dt}{T} = \frac{\int_0^T \left(1 - \frac{f(t)}{g}\right) dt}{T} = 1 - \frac{\int_0^T f(t) dt}{T \cdot g}. \quad (4)$$

Інтегруючи $f(t)$ з урахуванням (2), отримуємо:

$$\psi_{сер} = 1 - \frac{f_c}{g} + \frac{(f_o - f_c)}{k \cdot g \cdot T} \cdot [\exp(-kT) - 1]. \quad (5)$$

З урахуванням затримання стоку t^* , яке викликано, по-перше, високою початковою інфільтрацією, по-друге, заповненням впадин на поверхні, остаточно за період дощу тривалістю T :

$$\psi_{сер} = \frac{T - t^*}{T} \cdot \left[1 - \frac{f_c}{g} + \frac{(f_o - f_c)}{k \cdot g \cdot (T - t^*)} \cdot [\exp(-kT) - \exp(-kt^*)] \right]. \quad (6)$$

CN-метод (метод порядкових кривих) був розроблений Службою охорони ґрунтів Департаменту сільського господарства США (SCS USDA) і є основним методом визначення об'єму поверхневого стоку за нормативним документом TR-55. В основі цього методу лежить наступне припущення:

$$\frac{H_{ст}}{H_{надл}} = \frac{H_{надл}}{(H_{надл} + H_{нас})}, \quad (7)$$

де $H_{ст}$ – висота шару стоку; $H_{надл} = (H_{\delta} - H_o)$ – висота надлишкового шару опадів, яка визначається як різниця шару опадів H_{δ} та шару початкового затримання H_o ; $H_{нас}$ – висота шару насичення, що характеризує максимальні інфільтраційні можливості басейна стоку.

Згідно з великою кількістю проаналізованих експериментальних результатів приймається [8]:

для умов щільної міської забудови:

$$H_o = 0,1 \cdot H_{нас}, \quad (8)$$

в інших випадках:

$$H_o = 0,2 \cdot H_{нас}. \quad (9)$$

Тоді середній коефіцієнт стоку визначається як функція відношення $H_{нас}/H_{\delta}$:

$$\psi_{сер} = \frac{(1 - 0,2 \cdot H_{нас} / H_{\delta})^2}{1 + 0,8 \cdot H_{нас} / H_{\delta}}. \quad (10)$$

Як видно з (10), коефіцієнт стоку опосередньо залежить від кількості опадів.

Висота насичення $H_{нас}$, згідно [8], визначається залежно від безрозмірного параметра CN, який, у свою чергу, знаходиться за детально розробленими таблицями

залежно від призначення земельної ділянки та типу ґрунтів, які складають басейн стоку.

Розрахункова формула для $H_{нас}$ у мм наступна:

$$H_{нас} = 25,4 \cdot \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right). \quad (11)$$

Був проведений демонстраційний розрахунок витрати дощових СВ для водопроникливих поверхонь підприємства ВП «Локомотивне депо» ім. Т.Г.Шевченка в у м. Сміла Черкаської області. Для спрощення розглядається дощ постійної інтенсивності протягом $T = 20$ хв. Інші параметри для розрахунку витрати дощових вод наступні: $q_{20} = 97,9$ л/с/га, $t_r = 28,063$ хв., $n = 0,69$, $\eta = 1$, $m_r = 119$, $\gamma = 1,82$.

Водозбірна територія підприємства включає 2,75 га ґрунтових поверхонь та 3,26 га газонів. Коефіцієнти стоку для поверхонь подібного типу дорівнюють відповідно 0,064 та 0,038. Розрахунок коефіцієнту стоку за допомогою моделі Хортонна зроблено для двох варіантів набору параметрів (табл. 1).

Таблиця 1 – Параметри моделі Хортонна [5, 6]

Варіант	Тип поверхні	Початкова інтенсивність інфільтрації f_o , мм/год	Кінцева інтенсивність інфільтрації f_c , мм/год	Коефіцієнт затухання k , год ⁻¹
1	ґрунтова	25,4	3,4	4
1	газони	76,2	4,74	4
2	ґрунтова	50,8	3,4	4
2	газони	84,6	4,74	4

При розрахунку середнього коефіцієнту стоку за CN-методом першою підзацею є визначення гідрологічної групи ґрунтів розглядаємої поверхні. Зіставляючи опис водозбірної поверхні підприємства з переліком типів поверхонь, що наведений Службою охорони природних ресурсів США [8], обрані наступні параметри: для твердих ґрунтових покриттів CN=89, для газонів (з урахуванням асфальтових доріжок та невеликих будинків) CN=82.

Таблиця 2 – Результат розрахунку витрати дощових СВ з водопрониклової території підприємства ВП «Локомотивне депо» ім. Т. Г. Шевченка

Метод розрахунку	Середньозважений (за площею) коефіцієнт стоку $\Psi_{сер}$	Витрата дощових СВ, л/с, q
ДБН В.2.5-75:2013	0,050	77,59
Хортонна (1 варіант)	0,291	451,56
Хортонна (2 варіант)	0,123	190,87
CN-метод	0,194	301,04

У табл. 2 наведені результати розрахунку середньої витрати дощових вод за формулою (1) при коефіцієнтах стоку, отриманих різними методами.

Як видно з табл. 2, результати розрахунку витрати дощових стічних вод різними методами відрізняються. Але розрахунки з використанням методу Хортон (для обох варіантів) та CN-методом одного порядку. А розрахунок за ДБН В.2.5-75:2013 суттєво відрізняється у бік меншої кількості дощових СВ. Це пояснюється неврахуванні динаміки водонепроникності ґрунту.

Висновки

1. Недолік розрахунку витрати дощових стічних вод згідно ДБН В.2.5-75:2013 (методом, що рекомендований діючою методологією розрахунку ГДС) полягає в неврахуванні динаміки водонепроникності ґрунту.

2. Недолік розрахунку витрати дощових стічних вод з використанням експоненціальної моделі Хортон полягає у невизначеності її параметрів. Для використання моделі у задачах розрахунку ГДС необхідно для усіх підприємств, що скидають дощові СВ у ВО, проводити дослідження властивостей водозбірної поверхні з метою ідентифікації параметрів моделі, що є практично неможливим.

3. На теперішній час вивчення проблеми, на погляд авторів, у задачах розрахунку ГДС речовин оптимальним засобом врахування динаміки водонепроникності ґрунту бачиться використання CN-методу. Для цього підприємства-водокористувачі повинні надавати розробнику нормативів ГДС більш детальну інформацію про характер водозбірної поверхні, яка б дозволила ідентифікувати її у переліку типів поверхонь, що наведений Службою охорони природних ресурсів США. Така робота не пов'язана зі значними витратами коштів.

4. Реалізація пропозицій авторів після внесення відповідних корегувань у методичну базу розрахунків ГДС речовин, підвищить рівень екологічної безпеки скидання дощових СВ з територій підприємств до ВО.

Література

1. Ткачук С.Г. Регулювання дощового стоку в системах водовідведення: монографія / С.Г. Ткачук, В.М. Жук. – Львів: Видавництво Львівської політехніки, 2012. – 216 с.
2. Проскурнін О.А., Гуленко О.Б., Громова І.Ю., Печений В.Л. Основні методологічні проблеми нормування скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами. *Екологічна безпека та технології захисту довкілля*. 2023. №5. С. 37-43.

3. Методичні рекомендації з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами (Затв. Указом № 173 Міндовкілля 05.03.2021 р) // <https://mepr.gov.ua/documents/3331.html> (дата звернення 23.08.2024.)
4. ДБН В.2.5.75:2013. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. – К.: Мінрегіонбуд України, 2013. – 128 с.
5. Жук В.М., Матлай І.І. Методи розрахунку об'єму дощового стоку. *Вісник Нац. у-ту "Львівська політехніка". "Теплоенергетика. Інженерія доквілля. Автоматизація"*. 2010. № 677. С. 32–38.
6. Zhuk V., Vovk L., Mysak P. Estimation of daily runoff coefficient of the pervious surfaces for the climate conditions of the city of Lviv. // *Environmental Problems* – 2020. – Vol. 5, №3. – P. 136–142.
7. Суліма Є. О. Використання рівняння Хортон в задачах розрахунку гранично допустимого скиду речовин з дощовим стоком. *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування. IX Міжнародний молодіжний конгрес, 28-29 березня 2024, Україна, Львів.* – Київ: Яроченко Я. В., 2024. – С. 75.
8. Urban Hydrology for Small Watersheds. TR-55. – United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service, 1986.– 164 p.

Радомська М. М., канд. техн. наук, доц.;

Ярошенко Д. Р.

Національний авіаційний університет, м. Київ, Україна

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ У ФУНКЦІОНАЛЬНИХ ЗОНАХ МІСТА БОЯРКА МЕТОДОМ БІОІНДИКАЦІЇ

Міста є територіями компактного проживання населення і там же зосереджені основні чинники негативного впливу на довкілля. За таких умов і джерела впливів і їх рецептори перебувають у безпосередньому контакті, підвищуючи ризики для здоров'я людей [1].

Серед основних джерел негативних впливів слід виділити промислові підприємства та транспортну інфраструктуру. Особливо проблемними ці складові впливу на довкілля стають тоді, коли концентруються на певних ділянках, утворюючи промислові зони та транспортні вузли, відповідно [2].

Промислові зони виділяються у функціональній структурі міста задля ефективного забезпечення взаємодії між підприємствами, формування спільних ресурсних потоків та вирішення логістичних проблем. Разом з цим, промисловий сектор створює складну суміш забруднюючих речовин, що надходять у повітря і можуть взаємодіяти між собою з утворенням вторинних забруднювачів. В умовах спільного використання водних ресурсів для скидання стічних вод також виникає проблем їх більш інтенсивного забруднення. Такі планувальні рішення призводять і до глибокого та складного забруднення ґрунтів, раціональне використання яких за даних умов є неможливим.

Житлові райони міста є не лише рецепторами негативних впливів промисловості та транспорту, а й також роблять свій внесок. Забруднення від опалювальних систем та об'єктів інфраструктури негативно впливають на якість повітря в житлових районах та формують фізичне забруднення.

Крім здоров'я людей негативні наслідки проявляються і в стані зелених зон. Масові заходи та туристичний рух можуть мати негативний вплив на екосистеми парків та зелених зон, знищуючи рослинний покрив та забруднюючи природне середовище.

Місто Боярка є типовим малим містом України, яке також є сателітом більш великого міста. Для таких населених пунктів характерний високий рівень

індустріалізації та поєднання типової забудови та структури землекористування міського та сільського характеру. Разом з цим, функціональне зонування таких міст часто є несформованим, а отже значні рівні техногенного навантаження можуть формуватись по всьому місту. При цьому, комплексні оцінки екологічної ситуації у містах-сателітах є суттєво менш поширеними, ніж ґрунтовні дослідження стану довкілля у метрополіях.

Метою даної роботи було оцінити рівень антропогенного навантаження, створеного поєднанням об'єктів різного функціонального призначення на території міста Боярка. Отримані результати є важливими для планування природоохоронної діяльності та розробки і впровадження програм сталого розвитку міста, в частині екологічної складової.

Необхідною умовою для сталого розвитку будь-якого населеного пункту є формування і підтримання екологічно безпечного середовища, що передбачає виконання наступних кроків:

1. Сформуванню максимально повний перелік джерел забруднення за всіма компонентами довкілля.
2. Оцінити вплив кожного джерела на довкілля у розрізі його окремих компонентів
3. Створити і впроваджувати плани поступового скорочення впливів на довкілля кожного підприємства
4. Сформуванню загальну стратегію сталого розвитку виробничого сектору міста
5. Розробити та впровадити системи постійного контролю та моніторингу довкілля на всіх вразливих територіях. У даній частині роботи слід використовувати як традиційні інструментальні та хіміко-аналітичні методи, так і біологічні засоби – біоіндикацію.

В рамках даної роботи виконано перші два етапи - формування переліку основних джерел забруднення довкілля у місті Боярка та оцінка їх впливу біоіндикаційними методами.

Виконання біоіндикаційних досліджень у містах може мати свої особливості [3] через специфіку урбанізованого середовища такі як:

- 1) обмежене біорізноманіття, що ускладнює вибір біоіндикаторів;
- 2) невелика кількість територій, де представлені повноцінні угруповання рослин, що ускладнює завдання з отримання репрезентативних даних.
- 3) наявність фонового забруднення, яке маскує частину негативних впливів, зокрема, через адаптацію живих організмів до умов життя у місті.

Зважаючи на наведені нюанси, в даному дослідженні в якості біоіндикаторів використані деревні рослини, загальний стан яких оцінювався за комплексом критеріїв (цілісність крони, життєздатність пагонів, стан листя на наявність уражень різного характеру, поширення хвороб і т.д.) та виражався у бальній оцінці, що відповідає класам якості: здорові, ослаблені, пригнічені, частково всохлі та повністю всохлі.

Для роботи були обрані об'єкти з різних функціональних зон міста:

- Парк Перемоги – техногенно не навантажений об'єкт, який також служить референтним об'єктом у даному дослідженні;
- Приозерна територія – рекреаційний об'єкт, що має інтенсивне антропогенне навантаження, але незначне техногенне;
- Будівельний майданчик та деревообробний цех як приклади джерел інтенсивного впливу на довкілля, які мають невелику площу;
- Завод полімерних виробів – повноцінний виробничий об'єкт з широким спектром впливів.

Біоіндикаційне дослідження було проведене протягом червня-вересня 2023 року було встановлено. За основною шкалою стану дерев переважна більшість була оцінена у 2 бали. Найкращої якості дерева не становлять основну масу у жодному випадку і загалом виявлено по 2-3 таких дерева на кожній ділянці. Серед екстремальних випадків можна виділити кілька дерев 3 та одне 4 класу якості в зоні впливу заводу та деревообробного цеху. Найбільша кількість дерев нижчого класу якості (п'ять дерев 3-4 класу) виявлено біля озера, що, за особистими спостереженнями, пов'язано з досить високим рівнем ураження хворобами. Разом з цим, саме біля озера росте найбільша кількість дерев найвищої якості.

Детальний візуальний огляд листя виявив, що найбільша кількість ушкоджень листя характерна для територій навколо деревообробного цеху та заводу полімерних виробів, що було очікуваним результатом. Там же було виявлено досить високий рівень ураження хворобами. Навколо озера також встановлено досить інтенсивне ураження хворобами, що може бути пов'язано з високим рівнем вологості та застійним режимом циркуляції повітря на даній ділянці, що, зокрема, посилює персистентність забруднення у конкретній частині довкілля.

Загалом можна підсумувати, що стан рослинності на досліджених ділянках є від доброго до задовільного. Тим не менше, певний стабільний рівень техногенного та антропогенного навантаження присутній на території міста Боярка, оскільки кількість дерев високого якісного стану є рівномірно низькою на усій території міста.

Як видно з прикладу міста Боярка навіть за умови відсутності сформованої промзони рівень навантаження на довкілля є достатньо суттєвим і може вважатись причиною ризиків для здоров'я, а отже потребує реалізації заходів для підвищення рівня екологічної безпеки у місті. Зокрема є потреба в плануванні та реалізації заходів, спрямованих на раціональне природокористування у місті. Міста з такою глибокою прив'язкою до промислового сектору та метрополії мають тенденцію до нехтування правилами охорони довкілля, оскільки пріоритетом для керівництва міста та його жителів вважається забезпечення робочих місць та наповнення міського бюджету, що часто є серйозною проблемою для малих міст.

Тим не менше, дотримання принципів сталого розвитку при плануванні економічної та соціальної діяльності міста зазвичай забезпечує всі базові потреби мешканців міста і разом з цим створює додаткові можливості для розвитку підприємництва і покращує екологічну ситуацію в місті [4].

Промислові об'єкти, особливо у випадку малих міст, що мають переважно сільську структуру поселення, є виразними джерелами забруднення довкілля. Незважаючи на їх центральну роль у наповненні міського бюджету та забезпеченні робочих місць діяльність цих об'єктів слід організовувати із суворим дотриманням екологічних норм та принципів раціонального природокористування, зважаючи на обмежений ресурсний потенціал таких територій та загалом мало змінений стан довкілля, який варто зберегти.

Міста-сателіти, у тому числі Боярка, мають транспортну мережу інтегровані з метрополією, яка забезпечує також і транзит великої кількості транспорту. При цьому міста часто витягнуті саме вздовж основної транзитної магістралі. Це робить мешканців особливо вразливими до впливу транспортних чинників забруднення. Безумовно, можливості для радикальних змін такого планування міста відсутні, але залишається цілий спектр рішень, у тому числі природноорієнтованих для зменшення рівня негативного впливу транспорту. Зокрема, необхідно звернути увагу на громадський транспорт, який часто є нерозвинутим у малих містах, при цьому інтенсивність використання приватних автомобілів постійно зростає. Тому важливим напрямком роботи міської влади повинна бути пропаганда використання громадського транспорту та створення відповідної інфраструктури. Виділення ділянок для відстою транзитного транспорту та розвиток об'їзної дорожньої мережі також сприятиме оздоровленню довкілля.

Житловий сектор міста також потребує вдосконалення особливо з точки зору раціонального природокористування: підвищення енергоефективності будівель та

управління відходами. Напівсільська структура ландшафтів міста зазнає постійного тиску та скорочується через активність забудовників, які прагнуть скористатись землями у безпосередньому наближенні до метрополії. В таких умовах зелена інфраструктура міста та рекреаційні можливості для населення постійно скорочуються. Тому важливою задачею є збереження осередків природних угруповань у місті та догляд за ними. Адже в умовах стабільного антропогенного навантаження деградаційні процеси можуть активно проявлятися на природних незахищених ділянках.

Загалом, розвиток зеленої інфраструктури повинен бути серед пріоритетів керівництва міста та активної громадськості. Створення парків, скверів та інших зелених зон сприяє покращенню якості повітря та стимулює до здорового способу життя. Зелені зони та парки при належному їх сприйнятті слугують засобами контролю розвитку планувальної структури міста та не допускають скупчення екологічно небезпечних об'єктів на обмежених територіях. Навіть житлова забудова потребує раціонального планування для уникнення нерівномірного доступу до інфраструктури та надмірного навантаження на неї. У даному напрямку необхідно спрямувати зусилля на:

- 1) Чітке виділення меж зелених зон у плані та на місцевості та закріплення їх статусу, у тому числі надання певного природоохоронного статусу цінним та типовим угрупованням.

- 2) Проведення систематичного догляду та охорони природних ресурсів у зелених зонах та парках міста.

- 3) Організація інформування населення щодо важливості збереження зелених зон, присадибного озеленення та захисних смуг.

Розвиток екологічно свідомого споживання є також необхідною частиною раціоналізації природокористування у місті, оскільки сприяє формуванню уваги мешканців до стану довкілля та стимулює їх до активної підтримки та участі у природоохоронних заходах.

Висновки

В роботі проведено оцінку стану навколишнього середовища міста Боярка за допомогою методів біоіндикації для виявлення проблемних зон в структурі раціонального природокористування у місті. В дослідження були включені ділянки різного функціонального призначення.

Встановлено, що для території міста характерний стабільний рівень антропогенного навантаження, що відображається у задовільному стані деревних рослин, який відрізняється від відмінного на усіх ділянках. Найбільш типовими ознаками є пошкодження листових пластин дерев та ураженість хворобами. Важливо відмітити, що навіть зелені зони міста не відрізняються відмінною якістю довкілля.

Враховуючи особливості планувальної структури міста, запропоновані заходи для покращення екологічної ситуації в усіх функціональних зонах міста. Зокрема, пропонується приділяти увагу розвитку екологічної свідомості мешканців як запоруку їх активної участі в охороні довкілля.

Організація раціонального природокористування для малих міст часто стикається з труднощами. Ці проблеми можуть варіюватися від фінансових обмежень до відсутності розуміння того, як створити стійкі рішення. Розуміння проблем сталого міського розвитку є ключовим для створення успішних проектів, які матимуть тривалий вплив на громаду та її довкілля.

Література

1. Bibri, S. E., Krogstie, J., & Kärrholm, M. (2020). Compact city planning and development: Emerging practices and strategies for achieving the goals of sustainability. *Developments in the built environment* 2020, 4, 100021.
<https://doi.org/10.1016/j.dibe.2020.100021>
2. Feng, R., Feng, Q., Jing, Z., Zhang, M., & Yao, B. Association of the built environment with motor vehicle emissions in small cities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 2022, 107, 103313. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103313>
3. Molnár, V. É., Tózsér, D., Szabó, S., Tóthmérész, B., & Simon, E. (2020). Use of leaves as bioindicator to assess air pollution based on composite proxy measure (APTI), dust amount and elemental concentration of metals. *Plants*, 2020, 9(12), 1743.
<https://doi.org/10.3390/plants9121743>
4. Monteiro, J.; Sousa, N.; Coutinho-Rodrigues, J.; Natividade-Jesus, E. Challenges Ahead for Sustainable Cities: An Urban Form and Transport System Review. *Energies*, 2024, 17, 409. <https://doi.org/10.3390/en17020409>

Романова К. О., канд. техн. наук;

Мітченко І. О., аспірант,

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

ОСОБЛИВОСТІ СТАБІЛІЗАЦІЇ ФАКЕЛУ ТА ШЛЯХИ ЗНИЖЕННЯ ВИКИДІВ ОКСИДІВ АЗОТУ ПРИ СПАЛЮВАННІ ВОДНЕВОГО ПАЛИВА

Останніми роками дослідженням водневого палива приділяється значна увага, оскільки воно є одним з альтернативних джерел енергії. Потенціал виробництва даного типу палива та нульовий рівень викидів вуглецю роблять водень одним з кращих варіантів заміни викопного палива. Зокрема, водень може частково або повністю замінити такі види палива, як природний газ у різноманітних промислових та побутових системах, особливо тих, які мало підходять для електрифікації. Невідомість щодо методу та величини впливу водню на продуктивність сучасних газових приладів є значним ризиком для кінцевих користувачів, виробників приладів та регуляторів. Проте значним ризиком для користувачів, виробників та регулюючих органів залишається питання впливу водню на роботу існуючих газових приладів та розподільчих систем.

Застосування водню підходить для високотемпературних теплотехнічних пристроїв, наприклад, для виробництва цементу та скла. Експлуатація існуючих пальників на паливі для якого вони не були розроблені, є складною справою, особливо для такого палива, як водень, який має відмінні від природного газу характеристики горіння, ніж природний газ. Загальні особливості цих пальників, такі як закручені потоки, створюють додаткові труднощі при спробі точно передбачити результати використання водню як повної або часткової альтернативи паливу. Крім того, додавання водню може змінити такі характеристики, як коефіцієнт теплопередачі, який є визначальним фактором при проєктуванні промислового обладнання, а також значення викидів оксидів азоту. Завдання ускладнюється великою кількістю складових конструкції промислових котлів та печей, а також наявністю додаткового обладнання.

Геометрія завихрення зазвичай включається в конструкцію промислових пальників для покращення продуктивності за рахунок покращеного змішування палива з повітрям та підвищення стабільності факелу. Вихрові пальники зменшують осьовий момент потоку після його виходу з пальника, вводячи тангенціальну складову імпульсу

в потоки повітря та палива за допомогою серії тангенціальних впускних струменів або тіл завихрення. Вихрові пальники можна розділити на дві категорії: пальники з високим завихренням і пальники з низьким завихренням. Різноманітність факторів розрізняє HSB і LSB у практичних застосуваннях, зокрема, стехіометричні співвідношення повітря та палива, що зазвичай подаються через пальник. В пальниках з високим завихренням зазвичай подається все стехіометрично необхідне повітря, тоді як полум'я в низькозавихрених пальниках подається лише невелика частину повітря, а решта – із вторинних джерел. Принципова відмінність між цими типами пальників – характеристики рециркуляції та механізми стабілізації полум'я [1,2]. У високозавихрених пальниках виникає явище вихрового розпаду, яке забезпечує рециркуляцію реагентів і продуктів згоряння, що стабілізує факел [3], оскільки інтенсивність завихрення збільшується, частка повітря в суміші у цій області зростає, а довжина факелу відповідно зменшується [4]. При низькому завихренні стабільність факелу досягається шляхом створення області низької швидкості [5]. Недоліком цього методу є висока ймовірність виникнення зриву факелу. Це може бути обмежуючим фактором при спробі підвищити потужність пальника за допомогою високої швидкості потоку палива [1].

Значна частина доступних робіт щодо водневих пальників з і без попереднього змішування розглядає температуру горіння та викиди NO_x, оскільки це є основними проблемами для впровадження водню в контексті промислового спалювання. Було показано, що використання водню у промисловому пальника з низьким завихренням викликає підвищення пікових температур полум'я, особливо в початковій області факелу, що спричиняє значне збільшення викидів NO_x [8]. Для паливних сумішей водню та природного газу було показано, що більшість викидів NO_x утворюються термічним шляхом. Інші дослідження показують, що крім збільшення NO_x і температури полум'я в вихрових пальниках без попереднього змішування, за рахунок зменшення сажі знижується інтенсивність променевого теплообміну зменшення сажі [9].

Роль сажі надзвичайно важлива при практичному застосуванні спалювальних пристроїв, які залежать від випромінювання як основного способу передачі тепла. Частинки вуглецевої сажі відповідають за більшу частину променистого теплообміну та роблять значний внесок у яскравість вуглеводневого полум'я [10]. Витіснення традиційних видів палива для зменшення викидів оксидів вуглецю може мати небажані наслідки для ефективності променевої теплопередачі [10].

Вплив водню на структуру завихрення та змішування палива з повітрям було досліджено раніше [11], де було показано, що надлишковий імпульс паливного потоку може порушити змішування та спричинити небажані зміни властивостей, такі як теплове випромінювання та стабільність факелу. Це особливо актуально для пристроїв без попереднього змішування, оскільки змішування палива/повітря на реактивному соплі дуже чутливе до змін у стехіометричному співвідношенні, які можуть виникнути через зміни в характері змішування [11]. Деякі приклади практичних впливів цього на продуктивність показано через надмірне нагрівання стінки через зміни довжини факелу, спричинені надмірним завихренням або збільшення утворення NOx через збільшення температури [12]. Варто зазначити, що деякі дослідження повідомляють, що змішування з воднем може збільшити довжини та температуру факелу в пальнику без попереднього змішування, що може бути бажаним у промисловому застосуванні [13]. Чисельне дослідження впливу інтенсивності завихрення на викиди NOx у полум'ї метан-повітря показало, як збільшення інтенсивності завихрення сприяє рівномірному розподілу температури та зниженню теплового виробництва NOx [14]. Зменшення пікових температур полум'я та термічного утворення NOx для оптимізації змішування на виході струменя також було експериментально.

Таким чином з'являється можливість забезпечити вище наведені характеристики роботи обладнання без внесення принципових змін в конструкцію існуючого теплотехнічного обладнання (рис.1)[15].

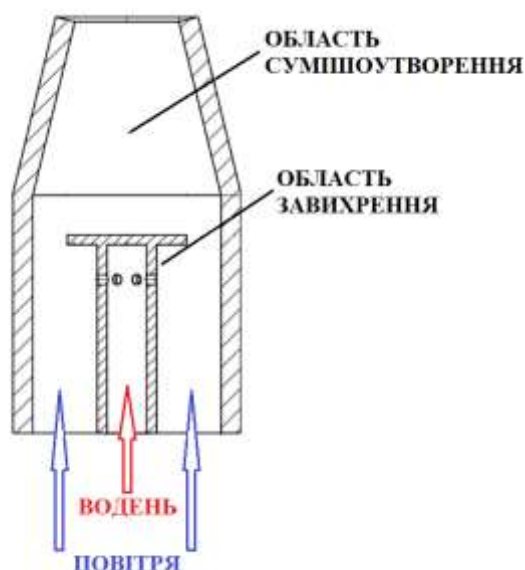


Рисунок 1 – Схема водневого пальника

На рисунку 1 можна побачити область завихрення перед тілом обтікання, де за рахунок перпендикулярного змішування потоків відбувається змішування палива та повітря, а також вдається зменшити температуру по осі пальника.

Налаштування суміжної подачі повітря може слугувати ефективним підходом для обмеження негативних впливів водневого палива. Проте низька густина водню впливатиме на швидкість потоку палива та потік імпульсу, отже підвищений коефіцієнт дифузії водню може спричинити фактичний розпад факелу в топці котла [16]. Відносно простим та дешевим шляхом вирішення цієї проблеми може бути розробка пальників, які відповідали даним умовам та були адаптовані саме для роботи з водневим паливом [12].

Література

1. Q.An, S. Kheirkhah, J. Bergthorson, S. Yun, J. Hwang. Flame stabilization mechanisms and shape transitions in a 3D printed, hydrogen enriched, methane/air low-swirl burner // *International Journal of Hydrogen Energy*, vol. 46(27), pp. 14764–79, 2021, [doi: 10.1016/j.ijhydene.2021.01.112](https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2021.01.112).
2. S. Candel, D. Durox, T. Schuller, J-F. Bourgouin, J. Moeck. Dynamics of swirling flames // *Annual Review of Fluid Mechanics*, vol. 46(1), pp. 147–73, 2014, [doi: 10.1146/annurev-fluid-010313-141300](https://doi.org/10.1146/annurev-fluid-010313-141300).
3. M. Saqib, M. Shahsavari, A. Ghosh, B. Wang, Z. Hussain, Effect of fuel reactivity on flame properties of a low-swirl burner // *Experimental Thermal and Fluid Science* 2023; vol.142, pp.110795, 2023, [doi: 10.1016/j.exptthermflusci.2022.110795](https://doi.org/10.1016/j.exptthermflusci.2022.110795).
4. O. Lucca-Negro, T. O'Doherty, Vortex breakdown: a review // *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 27(4), pp. 431–81, 2001, [doi: 10.1016/S0360-1285\(00\)00022-8](https://doi.org/10.1016/S0360-1285(00)00022-8).
5. N. Syred, A. Chigier, M. Be´er. Flame stabilization in recirculation zones of jets with swirl // *Symposium (International) on Combustion*, vol. 13(1), pp. 617–24, 1971, [doi: 10.1016/S0082-0784\(71\)80063-2](https://doi.org/10.1016/S0082-0784(71)80063-2).
6. X. Jiang, H. Luo, H. de Goey, M. Bastiaans. Swirling and impinging effects in an annular nonpremixed jet flame // *Flow, Turbulence and Combustion*, vol. 86(1), pp.63–88, 2011, [doi:10.1007/s10494-010-9287-y](https://doi.org/10.1007/s10494-010-9287-y).
7. S. Navarro-Martinez, A. Kronenburg. Flame stabilization mechanisms in lifted flames // *Flow, Turbulence and Combustion*, vol. 87(2), pp. 377–406, 2011, [doi: 10.1007/s10494-010-9320-1](https://doi.org/10.1007/s10494-010-9320-1).

8. S. Celtek, A. Pinarbas. Investigations on performance and emission characteristics of an industrial low swirl burner while burning natural gas, methane, hydrogen- enriched natural gas and hydrogen as fuels // *International Journal of Hydrogen Energy*, vol.43(2), pp. 1194–207, 2018, doi: 10.1016/j.ijhydene.2017.05.107.
9. F. Cozzi, A. Coghe. Behavior of hydrogen-enriched non-premixed swirled natural gas flames // *International Journal of Hydrogen Energy*. vol.31(6), pp. 669–77, 2006, doi: 10.1016/j.ijhydene.2005.05.013.
10. S. Rahimi, K. Mazaheri, A. Alipoor. Mohammadpour A. The effect of hydrogen addition on methane-air flame in a stratified swirl burner // *Energy*, vol. 265, pp. 126354, 2023, doi: 10.1016/j.energy.2022.126354.
11. X. Yang, L. Zhao, Z. He, S. Dong, H. Tan. Comparative study of combustion and thermal performance in a swirling micro combustor under premixed and non- premixed modes // *Applied Thermal Engineering*, vol. 160, pp. 11411, 2019, doi: 10.1016/j.applthermaleng.2019.114110.
12. D. Lahaye D, Abbassi Me, Vuik K, Talice M, Juretić F. Mitigating thermal NO_x by changing the secondary air injection channel: a case study in the cement industry. *Fluids* 2020;5(4):220. <https://doi.org/10.3390/fluids5040220>
13. Y. Huang, V. Yang. Dynamics and stability of lean-premixed swirl-stabilized combustion // *Progress in Energy and Combustion Science*, vol. 35(4), pp.293–364, 2009, doi: 10.1016/j.pecs.2009.01.002.
14. M. Elbaz., O. Manna, L. Roberts. Flame flow field interaction in non-premixed CH₄/H₂ swirling flames // *International Journal of Hydrogen Energy*, vol. 46(59), pp.30494–509, 2021, doi: 10.1016/j.ijhydene.2021.06.176.
15. K. Romanova, I. Mitchenko. The determination of the features of the process of mixture formation of hydrogen burner // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, vol. 2/8 (128), pp. 66–72, 2024, doi: 10.15587/1729-4061.2024.302892.
16. F. Bouras, F. Khaldi, M. Si-Ameur. Control of methane flame properties by hydrogen fuel addition: application to power plant combustion chamber. // *International Journal of Hydrogen Energy*, vol. 42, pp. 8932–8939, 2017, doi:10.1016/j.ijhydene.2016.11.146.

Серпухов М. Ю., канд. економ. наук., доц.;

Димерцов Д. О., ст. викладач

Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця

МЕТОДИКА ВИКЛАДАННЯ STEAM УРОКУ З РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ДЛЯ ЗАКЛАДІВ СЕРЕДНЬОЇ ОСВІТИ

Актуальність

На одному з занять в STEAM лабораторії Харківського національного економічного університету імені Семена Кузнеця, один з учнів задав питання пов'язані з радіоактивністю, реактором, та впливом радіації на людину. Дітям дуже сподобалась дискусія, яка привела до створення уроку (майстер-класу) присвяченого радіаційної безпеці. Перше заняття було присвячено річниці Чорнобильської трагедії яке проведено до річниці техногенної катастрофи. На жаль, ще мало створено методичних рекомендацій із проведення STEAM уроків, які демонструють на прикладах із нашого життя, як працюють фізичні закони та які можуть бути наслідки при їх порушенні. STEAM урок є одним із засобів активізації навчального процесу та поєднання навчального матеріалу і практичної складової із реального життя, який демонструє та пояснює, як працюють фізичні та хімічні закони у реальному житті, на прикладі впливу радіоактивності.

Огляд літератури

STEAM-заняття мають нетрадиційну, гнучку, варіативну структуру організації навчальної діяльності та орієнтовані на створення реального продукту [1]. Розвиток STEAM викладання привів до складання різних навчальних програм, наприклад програма інтегрованого курсу «Здоров'я, безпека та добробут» [2], яка напрямлена на виховання відповідального ставлення до власного життя, здоров'я, добробуту, розвиток критичного мислення. Крім того привів до створення перспективних методологічних підходів у контексті досліджень проблематики STEM-освіти [3]. Також є відповідні доробки в створенні наступних програма присвячених темі «Здоров'я, безпека та добробут» [4] і модель «Здоров'я, безпека та добробут. 7-9 класи (інтегрований курс)» [5].

Мета дослідження

Узагальнити досвід проведення занять у STEAM лабораторії ХНЕУ імені Семена Кузнеця та розробити методичні рекомендації із викладання STEAM заняття на тему радіаційної безпеки на прикладі Чорнобильської трагедії.

Виклад результату

Заняття STEAM з природничих наук або математики повинні бути змістовно та цікаво побудовані. На таких заняттях учні матимуть можливість вивчати предмети шляхом експериментів (замір рівня радіації) та практичних завдань (вміння користуватися різними лічильниками), спостерігати (використовувати VR технології для реалістичності в своїх дослідках), досліджувати (заміряти радіацію на різних локаціях) та робити висновки з отриманих результатів. Назви уроків визначають цілі, завдання та методику проведення, наприклад «Лічильники Гейгера. Використання VR окулярів для подорожі реактором». STEAM-навчання у воєнний час потребує нових організаційних підходів до викладання. Практичну складову STEAM-навчання можна проводити в синхронному та асинхронному режимах, демонструючи учням в класі ті за допомогою ZOOM конференції. При цьому синхронний режим доцільно використати для консультацій, обговорень найбільш складних питань, проведення експериментів, лабораторних, практичних робіт.



Рисунок 1 – Використання лічильника ТЕРРА-П учнями для вимірювання рівня радіоактивності STEAM лабораторії.



Рисунок 2 – Учениця 11 класу в костюмі хімзахисту використовує VR окуляри, для подорожі Чорнобильською АЕС

Само заняття отримало назву «Радіація в житті людини. Чорнобильська трагедія». Створений майстер-клас складається з двох частин: теоретичної та експериментальної. В теоретичну частину входить презентація, яка складається з наступних слайдів: відкриття Рентгена, рентгенівська лампа; досліди Беккереля; види випромінювання; трубка Гейгера-Мюлера; різновиди лічильників Гейгера; Чорнобильська трагедія; ліквідація чорнобильської аварії та її наслідки. Також для учнів демонструються реальні прилади, а саме різновиди рентгенівських ламп та лічильників Гейгера, а також спорядження індивідуального захисту. З всім цим спорядженням та приладами діти можуть безперешкодно знайомитись в лабораторії.

Наступна частина майстер-класу експериментальна. Вона складається з наступних кроків:

- Першим кроком є вимірювання учнями рівня за допомогою різних лічильниками (ДП-5; РКС-20.03 «Прип'ять»; ТЕРРА-П), як в самій лабораторії, так і за її межами. Учні в залежності от їх кількості, розділяються на групи. Кожній групі надають локація (різні поверхи корпусу університету, підвал та внутрішній двір), де учні будуть вимірювати рівень радіації. Вимірювання відбувається за допомогою портативного дозиметра МКС-05 "ТЕРРА-П" призначеного для вимірювання іонізуючого випромінювання, включаючи потужність дози гамма-випромінювання та накопичену дозу гамма-випромінювання.

Діапазони вимірювань та відносні основні похибки портативного дозиметра МКС-05 "ТЕРРА-П":		
потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання	мкЗв/год	0,1...999,9; ±25%
еквівалентної дози гамма-випромінювання	мЗв	0,001...9 999;±25%

Вимірюючи випромінювання дозиметром, учні фіксують данні, які потім заносять в таблицю. Отриманні данні потім демонструють в лабораторії на загальному зборі груп. Рівень випромінювання на різних поверхах університету був зафіксований учнями на рівні 0.1 - 0.12 мкЗв/год, у підвалі рівень випромінювання 0.1 - 0.16 мкЗв/год, на внутрішній території університету рівень випромінювання 0.1 - 0.14 мкЗв/год. Всі отриманні учнями данні є на рівні норми. Також учнів знайомлять з костюмом хімічного захисту Л1 (які є схожими на ті костюми, в яких проводилися ліквідування чорнобильської аварії) та за бажанням, його одяганням, а також знайомлять з різними протигазами (ГП-5; ГП-7).

- Другим кроком, є використання VR окулярів, для реалістичного ознайомлення теми зустрічі. За допомогою VR окулярів діти потрапляють на територію Чорнобильської АЕС (входять в зал управління реактором; подорожують станцією, потрапляють в реакторну зону), учні відвідують будівництво нового саркофагу Чорнобильської АЕС, обходять територію відчуження (мандрують містом Прип'ять).

Висновки

Після проведеного заняття у учнів з'являється зацікавленість темою радіоактивності, вони починають вести між собою дискусії та обговорювати проведені заміри. У класів які відвідали даний STEAM урок, спостерігається збільшення активності у вивченні предмету, розумінні дії фізичних законів на життя людини та покращення успішності у вивченні предмету.

Література

1. Методичні рекомендації щодо розвитку STEM-освіти в закладах загальної середньої та позашкільної освіти у 2023/2024 навчальному році. Лист ІМЗО № 21/08-1242 від 01.08.23 року.
2. Модельна навчальна програма «ЗДОРОВ'Я, БЕЗПЕКА ТА ДОБРОБУТ. 5-6 класи (інтегрований курс)» для закладів загальної середньої освіти. Василенко С.В., Коваль Я.Ю., Колотій Л.П.
3. ПЕРСПЕКТИВНІ МЕТОДОЛОГІЧНІ ПІДХОДИ У КОНТЕКСТІ ДОСЛІДЖЕНЬ ПРОБЛЕМАТИКИ STEM-ОСВІТИ Рогоза Валентин Володимирович. Proceedings of XII International Scientific and Practical Conference Tokyo, Japan.
4. Модельна навчальна програма «Здоров'я, безпека та добробут. 7-9 класи (інтегрований курс)» для закладів загальної середньої освіти. Шиян О. І., Дяків В. Г., Седоченко А. Б., Страшко С. В.
5. Модельна навчальна програма «Здоров'я, безпека та добробут. 7-9 класи (інтегрований курс)» для закладів загальної середньої освіти. Воронцова Т. В., Пономаренко В. С., Андрук Н. В., Лаврентьєва І. В., Хомич О. Л.

Сидоренко В. Л., д-р техн. наук, проф.;

Бондаренко О. О., канд. військ. наук, доц.;

Положешний В. В., канд. техн. наук, доц.

*Інститут державного управління та наукових досліджень з цивільного захисту,
м. Київ, Україна*

ДЕЯКІ АСПЕКТИ ОЦІНКИ РИЗИКУ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

Антропогенне забруднення атмосферного повітря в умовах соціоекосистеми – глобальна еколого-гігієнічна проблема, що робить значний внесок у формування здоров'я населення урбанізованих територій. Нині для її вирішення у багатьох регіонах нашої країни апробується методологія оцінки та управління ризиками забруднення довкілля. Оцінка ризиків впливу чинників довкілля на здоров'я населення – це не тільки невід'ємна частина соціально-гігієнічного моніторингу, а й вершина гігієнічної діагностики. Реалізація цієї методології дозволяє як оцінити санітарне благополуччя території, так і розробити ефективну систему профілактичних заходів з урахуванням системного аналізу вкладу окремих чинників ризику у прогнозований показник індивідуального чи популяційного (колективного) здоров'я населення.

Для комплексної оцінки чинників ризику прояву передумов хвороб людини, а також аналізу рівнів напруженості актуальних та потенційних медико-екологічних ситуацій потрібен єдиний інтегральний критерій. Таким критерієм може стати комплексна характеристика екологічного ризику погіршення якості середовища та посилення негативних умов в окремих медико-екологічних структурах. Екологічний ризик належить до просторово-часових динамічних характеристик оцінки негативних наслідків порушень еволюційних параметрів географічної комфортності території. З його допомогою оцінюються антропогенні чинники, що визначають нові види екологічно обумовлених хвороб людини.

Аналіз сучасної літератури переконливо підтверджує, що поняттю «екологічний ризик» надається особливого значення [1–6]. Рівень екологічного ризику дозволяє аналізувати як природні, так і територіально-виробничі комплекси в єдиному методологічному ключі за окремими класами природних і антропогенних передумов хвороб людини, а також їх територіальним поєднанням. Застосування критерію екологічного ризику для оцінки негативного впливу середовища на здоров'я та умови

життя населення створює об'єктивні передумови виконання прогнозних досліджень як загалом за сукупним ризиком, так і за його окремими чинниками. Вітчизняна та зарубіжна література, що висвітлює проблеми екологічного ризику навколишнього середовища для здоров'я населення, часто пов'язує процес виникнення медико-екологічної напруженості та появу нових форм ризику з формуванням забруднюючого комплексу середовища. Викладені принципи формування та аналізу різних форм екологічного ризику докільля для здоров'я населення на нашу думку втілюються у кількох взаємопов'язаних етапах:

1) ідентифікація ризику за окремими видами промислових та агровиробничих навантажень з виділенням у їх структурі хімічних та фізичних чинників за рівнем екологічної безпеки та токсичності;

2) оцінка реального та потенційного впливу токсичних речовин на людину за окремими територіями з урахуванням комплексу забруднюючих речовин та природних чинників (особливого значення надається щільності сільського населення і чисельності міських поселень);

3) виявлення кількісних закономірностей реакції людської популяції (різних вікових груп) на певний рівень впливу;

4) екологічний ризик розглядається як один з найважливіших компонентів спеціальних модулів геоінформаційної системи (ГІС). У таких модулях формуються проблемні медико-екологічні ситуації. Блоки ГІС включають інформацію про існуючі, плановані та передбачувані зміни у структурі територіально-виробничих комплексів. Інформаційна база такого змісту необхідна для виконання відповідного моделювання;

5) характеристика ризику сукупного впливу природних та антропогенних чинників на здоров'я населення;

6) виявлення просторових поєднань природних та антропогенних факторів, що може сприяти більш детальному їх прогнозуванню та аналізу можливої динаміки локальних та майданних комбінацій ризику на регіональному рівні;

7) диференціація територій за рівнями і формами екологічного ризику та виділення медико-екологічних районів за регіональними рівнями антропогенного ризику. Оцінюючи антропогенний ризик враховується комплекс пріоритетних токсикантів та інших антропогенних чинників.

Вочевидь, що у більшості регіонів, зазвичай, відомі найнебезпечніші об'єкти чи джерела небезпеки для населення і докільля. Однак навіть для певних джерел небезпеки немає повної ясності у питаннях про міру тієї небезпеки, що вони становлять, прогнозуванні наслідків для населення та навколишнього середовища у

разі настання аварій та катастроф і навіть за нормального функціонування таких об'єктів, а також до якої міри слід знижувати потенційну небезпеку (або підвищувати безпеку) і скільки з цією метою слід витратити коштів.

Застосування методів аналізу ризику у сфері захисту довкілля має на меті забезпечити порівнянність рівнів та методів захисту населення і природи по відношенню до джерел небезпеки різної природи та встановити пріоритети та шляхи вирішення проблем зниження ризику. У цьому контексті можуть бути важливими різні аспекти, такі як навмисні або випадкові впливи, можливі вигоди, що виникають під час потенційно небезпечної діяльності, розуміння природи небезпек. Допомогти зробити ризик більш придатним для порівняння і простим для розуміння його величини і походження може процедура оцінки ризику.

Методологія аналізу ризику впливу шкідливих чинників навколишнього середовища на здоров'я населення є новим, відносно молодим, але міждисциплінарним науковим напрямом, що інтенсивно розвивається у всьому світі. Принципові положення цієї методології, що полягають, зокрема, у виділенні в єдиний процес прийняття рішень щодо оцінки ризику та управління ним, сформульовані у США на початку 80-х років. Процедуру аналізу ризику для регіону можна надати наступними етапами:

1) створення бази даних для регіону, що вивчається, у яку входить інформація про географію регіону, метеорологію, топологію, інфраструктуру, розподіл населення і демографії, розташування промислових та інших потенційно небезпечних виробництв і об'єктів, основні транспортні потоки, сховища промислових і побутових відходів тощо;

2) ідентифікація та інвентаризація небезпечних видів господарської діяльності, виділення пріоритетних об'єктів для подальшого аналізу;

3) кількісна оцінка ризику для довкілля та здоров'я населення, що включає кількісний аналіз впливу небезпек протягом усього терміну експлуатації підприємства з урахуванням ризику виникнення аварійних викидів небезпечних речовин; аналіз дії небезпечних відходів; аналіз ризику під час транспортування небезпечних речовин, аналіз ризику закриття та ліквідації підприємства і таке інше;

4) формулювання інтегральних стратегій управління та розробка оперативних планів дій, що включає оптимізацію витрат на забезпечення промислової безпеки; визначення черговості здійснення організаційних заходів щодо підвищення стійкості функціонування та зниження екологічного ризику за нормальної експлуатації об'єктів регіону, а також у надзвичайних ситуаціях.

Система управління ризиком має містити технічні, оперативні, організаційні та топографічні елементи. Оцінка ризику у загальному вигляді передбачає процес ідентифікації, оцінки та прогнозування негативного впливу на навколишнє середовище та/або здоров'я та добробут людей внаслідок функціонування промислових та інших виробництв та об'єктів, що можуть становити небезпеку для населення та навколишнього середовища. Так, наприклад, згідно з визначенням Національної академії наук США, оцінка ризику для здоров'я – це використання доступної наукової інформації та науково обґрунтованих прогнозів для оцінки небезпеки впливу шкідливих чинників довкілля та умов на здоров'я людини. У цьому разі наголошується, що ризик для здоров'я людини, пов'язаний із забрудненням навколишнього середовища, виникає за наступних необхідних та достатніх умов, що утворюють у сукупності реальну загрозу або небезпеку:

- існування самого джерела ризику (токсичної речовини в об'єктах навколишнього середовища чи продуктах харчування, технологічного процесу, що передбачає використання шкідливих речовин тощо);

- наявність даного джерела ризику у певній, шкідливій для людини дозі;

- схильність населення до впливу згаданої дози токсичної речовини.

Виходячи з такої структуризації самого ризику, виділяються основні елементи процедури його оцінки, що поділяються на чотири стадії (фази). Так як зараз не існує можливості проведення достатньо повної оцінки ризиків для всіх забруднюючих речовин, присутніх у досліджуваному регіоні, внаслідок величезного обсягу необхідних аналітичних досліджень та відсутності адекватних даних про кількісні рівні ризику для багатьох токсичних речовин, то цілком виправданим було зниження кількості чинників, що враховуються, шляхом відбору обмеженого числа речовин, які найбільшою мірою визначають існуючі ризики для здоров'я населення цієї місцевості.

Для оптимізації цього процесу попередньо було розроблено критеріальні основи та підготовлено комп'ютеризовану базу даних, що дозволяє не тільки відбирати з усього різноманіття хімічного забруднення пріоритетні у гігієнічному відношенні чинники, а й обґрунтовувати принципи виключення хімічних речовин із пріоритетних. З урахуванням цього складався перелік пріоритетних речовин із зазначенням пріоритетних середовищ та шляхів надходження. Такий підхід на кінцевому етапі характеристики ризику дозволяв бути досить впевненими, що не втрачено будь-якого чинника з високим ступенем небезпеки для здоров'я, виявленого на досліджуваній території.

Складнощі оцінки ризику були обумовлені також наявною якісною та кількісною інформацією про викиди та скидання шкідливих речовин у навколишнє середовище. Оцінюючи надійність даних про величини емісій хімічних речовин, слід зазначити, що джерелами інформації про викиди шкідливих чинників є самі підприємства, що з об'єктивних причин мають тенденцію занижувати обсяги своїх викидів. Ця обставина, як і недосконалість методів моделювання, дозволяє отримувати приблизні величини розрахункових концентрацій, що впливають на населення у точках, які становлять інтерес, і, отже, обмежувати якість встановлюваних характеристик ризику. Недостатність за якістю та кількістю наявних результатів досліджень якості різних об'єктів середовища також обмежує можливості оцінки ризику.

Шляхами раціоналізації цієї інформації стали додаткові дані аналітичних досліджень проб повітря незалежних контролюючих організацій на досліджуваній території, використання моделей, що дозволяють врахувати міжсередовищні переходи та у цілому ідентифікувати маршрути впливу з урахуванням поширення та долі хімічних речовин у навколишньому середовищі з остаточним формуванням сценаріїв впливу визначення точок впливу та населення, що піддається впливу.

Під час розрахунків кількісних величин ризику особлива увага приділялася оцінці канцерогенного ризику, оскільки найбільш практичні та часто використовувані процедури оцінки ризику розроблені у даний час стосовно канцерогенезу і, внаслідок того, що будь-який вплив канцерогенів, які вважаються безпороговими агентами, збільшує ризик захворювання на рак протягом всього життя.

В оцінку ризику обов'язково включалися речовини, для яких існувала можливість отримання кількісних характеристик ризику розвитку певних захворювань чи уражень різних систем організму. За відсутності таких характеристик аналізувалась вся наявна токсикологічна інформація та була створена сукупна база даних, що лежать в основі обґрунтування референтних рівнів (включаючи критичні ефекти для максимальних недіючих та порогових рівнів експозиції, фактори невизначеності та модифіковані фактори). З огляду на це розраховувалися індекси небезпеки перевищення референтних доз з характеристикою тих пріоритетних ефектів у населення за ступенем вираженості, що можуть виникати в цьому разі. Таким чином, межі оцінок ризику для здоров'я включали:

- 1) канцерогенні ризики для індивідуальних речовин (індивідуальний ризик протягом усього життя та популяційний протягом року);
- 2) розрахунок індексу хронічної небезпеки окремих речовин;
- 3) сумарний канцерогенний ризик для комплексу речовин;

4) індекс хронічної небезпеки для сукупності речовин.

Тут докладно розглядається другий етап оцінки ризику, саме оцінка впливу, що представляє одне з найважливіших з усіх чотирьох етапів дослідження ризику. Загалом оцінка впливу включає три основні етапи:

1) характеристика навколишнього оточення;

2) ідентифікація маршрутів впливу та потенційних шляхів поширення;

3) кількісна характеристика експозиції (оцінка впливових концентрацій та розрахунок надходження).

Концентрації, що впливають, оцінюються з використанням даних моніторингу та/або шляхом моделювання поширення та поведінки хімічних речовин у навколишньому середовищі. Моделювання поведінки та поширення шкідливих речовин у середовищі – це процес кількісного визначення концентрацій хімічних сполук у середовищі шляхом емпіричних чи теоретичних обчислень. Моделювання може бути використане як для прогнозування можливих концентрацій речовин у досліджуваному об'єкті навколишнього середовища у майбутньому, так і для розрахункового визначення концентрацій у поточний час. Найбільш доцільно проведення моделювання поведінки та поширення хімічної речовини у навколишньому середовищі за неможливості прямого визначення концентрації у середовищі або за неможливості прямого визначення середовища у точці потенційного забруднення для прогнозування майбутніх концентрацій. Моделювання найчастіше використовують у двох випадках:

1) у разі прогнозуванні поширення речовин від різних джерел;

2) у разі відсутності ефективних і прийнятних методів вимірювання концентрацій токсичних речовин, впливу яких піддається населення та об'єкти навколишнього середовища.

У межах західних підходів до оцінки якості довкілля досліджується розподіл протягом року максимальних годинних концентрацій у місцях конкретного проживання населення чи інших важливих природних об'єктів поблизу джерела небезпечних або шкідливих викидів. Цей підхід дозволяє кількісно відповісти на запитання:

- з якою ймовірністю може бути перевищений граничний рівень концентрацій у заданій точці;

- яка буде середня концентрація протягом року;

- з якою ймовірністю очікується перевищення граничного рівня концентрацій у кратну кількість разів тощо.

Під час вибору пріоритетних підприємств аналіз проводиться окремо для речовин, що володіють і не мають канцерогенної дії. Для канцерогенів розраховуються валові наведені викиди щодо кожного підприємства за формулою:

$$C = \sum_{i=1}^n (SFi \times Mi),$$

де C – наведений викид канцерогенів підприємством, (т/рік) (мг/кг/день)⁻¹;

SFi – фактор нахилу для i -канцерогену, (мг/кг/день)⁻¹;

Mi – обсяг викиду i -канцерогену, г/рік.

Вибір речовин, що мають канцерогенну дію із загального набору токсикантів, які викидаються підприємством, проводився згідно з переліком речовин, продуктів, виробничих процесів, побутових та природних чинників, що мають канцерогенний вплив для людини. Надалі було виділено речовини неканцерогени, що роблять найбільший внесок у забруднення атмосферного повітря. З цією метою були розраховані величини сумарного викиду всіх підприємств міста по кожному з токсикантів. Забруднюючі речовини були проранжировані і були відібрані пріоритетні токсиканти. Зазвичай для моделювання розсіювання домішок в атмосфері беруть підприємства, що вносять у забруднення атмосферного повітря 70% канцерогенів і 60% забруднюючих речовин, які не мають канцерогенної дії. Для більш точного визначення, як правило, вивчають кілька схем фотохімічних перетворень і з них обирають процеси, що найбільш адекватно та просто описуються у даному кліматичному поясі. Найбільш істотно зміна концентрації за рахунок хімічних перетворень позначається за невеликих швидкостях вітру. Під час обчислення концентрацій на відстані більше 10 км за великих швидкостях вітру внесок фотохімічних перетворень стає більшим, але у цьому разі забруднююча речовина вже встигає сильно розсіятися в атмосфері. Концентрація на цій відстані порівняно з початковою ділянкою мала і тому різницю між результатами підрахунку з урахуванням реакцій і нього не помітна. Але для обчислення розподілу концентрацій продуктів фотохімічних перетворень використання кінетичних схем необхідне. Залежність значень для осі шлейфу вже інше і не тільки значення максимуму, але вже і положення його залежить від швидкості вітру, чого не було при простому обчисленні.

Для кількісної оцінки рівня передчасної смертності, спричиненої забрудненням повітря, відносний ризик населення щодо можливості впливу певної концентрації забруднювачів оцінюється через поєднання даних про якість повітря з географічною прив'язкою, даних про густоту населення та інших статистичних даних про стан

здоров'я, а також функцій «концентрація-реакція» та «забруднювач-вплив», рекомендованих епідеміологічними дослідженнями [7].

Отже, оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря є важливим етапом у розробці заходів для зменшення негативного впливу на населення. Цей процес є комплексним і вимагає міждисциплінарного підходу, залучаючи експертів з екології, медицини, епідеміології та інших галузей.

Література

1. Гайченко В.А., Чайка В.М. Екологія: короткий тлумачний словник. Київ: ЦП «Компринт», 2017. 238 с.
2. Іванюта С.П., Качинський А.Б. Екологічна та природно-техногенна безпека України: регіональний вимір загроз і ризиків: монографія. Київ: НІСД, 2012. 308 с.
3. Добровольський В.В. Екологічний ризик: оцінка і управління: навч. посіб. Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. П. Могили, 2010. 216 с.
4. Лисиченко Г.В., Забулов Ю.А., Хміль Г.А. Природний, техногенний та екологічний ризик. Київ: Наукова думка, 2008. 542 с.
5. Мусієнко М.М., Серебряков В.В., Брайон О.В. Екологія: тлумачний словник. Київ: Либідь, 2004. 376 с.
6. ДСТУ 2156-93. Безпечність промислових підприємств. Терміни та визначення. URL: https://www.ksv.biz.ua/GOST/DSTY_ALL/DSTU1/dstu_2156-93.pdf (дата звернення: 04.09.2024).
7. Про затвердження Методичних рекомендацій «Оцінка ризику для здоров'я населення від забруднення атмосферного повітря»: Наказ МОЗ України від 17.01.2022 № 89 / МОЗ України. URL: <https://moz.gov.ua/uk/nakazi-moz> (дата звернення: 05.09.2024).

Сікідіна Т. М.

Забара І. І.

Комунальне підприємство «Міськводоканал» Сумської міської ради

СЕЗОННІ КОЛИВАННЯ ІНДИКАТОРНИХ МІКРООРГАНІЗМІВ НА МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУДАХ

Мета статті - показати як індикаторні мікроорганізми активного мулу на міських очисних спорудах реагують на сезонний температурний режим в аеротенках в залежності від пори року.

Сучасний стан проблеми охорони водного середовища та збільшення вимог природоохоронних органів до якості очищення промислової та господарчо-побутової стічної води визначив напрямки дослідження на досягнення екологічно безпечного скидання стічної води. Одним із перспективних шляхів відтворення екологічної безпеки водного середовища є підвищення якості очищення стічної води за рахунок видового складу біоценозу очисних споруд [1].

Досягнення мікробіології, гідробіології та біотехнології останніх десятиліть дають змогу стверджувати, що сучасні біологічні методи можна успішно використовувати для очищення води від усіх без винятку розчинених в ній органічних сполук у будь-яких концентраціях, від іонів важких металів, нітратів, сульфатів, хроматів, аміаку та від небезпечних біологічних агентів (хвороботворних бактерій, вірусів тощо). Завдяки біологічному очищенню можна не лише знешкодити стічні води, а й відтворити якість води, використаної в промисловому виробництві, побуті, сільському господарстві чи забрудненої внаслідок техногенних аварій на водоймах. З огляду на його відносну дешевизну (а іноді й прибутковість), надійність та екологічну бездоганність біологічне очищення води має безсумнівну перспективу закріпити свою основну роль в охороні водного басейну від забруднення.[2]

При розробці технологічних схем, технологічних параметрів не завжди враховується температурний режим, що важливо для відкритих споруд які залежать від температури навколишнього середовища. Багато споруд побудовані в 70 роках, вони відкриті, при сильних перепадах температури страждає біоценоз активного мулу і неможливо дотримати нормативні параметри очищення.



Фото 1 – Аеротенки очисних споруд м. Суми в зимовий та літній періоди

Активний мул є середовищем для життя організмів, які перебувають на різних трофічних рівнях та представляють собою складну екосистему. Несприятливий вплив на біоценоз активного мулу в зниженні видового різноманіття. Загальними абіотичними факторами, які діють на біоценоз активного мулу є температура, склад очищувальних стічних вод, присутність в них токсичних речовин, а також вміст розчиненого кисню в муловій суміші що впливають на життєдіяльність мікроорганізмів.

На різних типах очисних споруд утворюються неоднакові фізико-хімічні умови, в результаті в них розвиваються різні групи мікроорганізмів. Також на очисних спорудах здійснюється контроль функціонування аеротенку за фізичними показниками гідробіонтів, оскільки від біомаси залежить здатність до очищення стічної води. Задовільно працюючий мул має достатньо та велике різноманіття по видовому складу.

Біотичні умови існування активного мулу формуються достатньо складно. Дуже багато чинників впливають на кількісний та видовий склад індикаторних мікроорганізмів. І один з них це зміна температурного режиму в аеротенках в залежності від пори року.

Температура одна з найважливішим кліматичним фактором, на який реагують всі мікроорганізми і більш критичною для їхнього життя є верхня межа температури, ніж нижня.

Оптимальною температурою для біохімічних процесів, що відбуваються в очисних спорудах, вважається 17-22°C, при цій температурі біоценоз представлений найбільш різноманітним і добре розвиненим складом мікроорганізмів.

Мікроорганізми по відношенню до оптимальних діапазонів температур умовно поділяють на три великі групи:

1) псіхрофіли, розвиваються при температурі 10-15°C;

2) термофільні мікроорганізми, ростуть при 35-70°C; оптимальної для їх розвитку температурою є 50-60°C;

3) мезофільні мікроорганізми, складові проміжну групу, мають температурний оптимум 25-37°C. [3].

Мікроорганізми, складові активного мулу, можуть функціонувати і проявляти високу активність в широкому інтервалі температур. Залежно від температурного режиму біоспруджень в активному мулі будуть формуватися, і переважати ті чи інші види мікроорганізмів, що проявляють високу активність в даному температурному діапазоні.

Регулювання роботи аеротенків здійснюється за змінами, що залежать від показників вихідної стічної рідини, але обов'язково потрібно при цьому враховувати сезонні впливи на активний мул. Цей вплив проявляється у змінах температури мулової суміші та в необхідності адаптування до такої зміни мікроорганізмів активного мулу.

При підвищенні температури йде активізація хімічного окислення забруднень і видалення летючих і газоподібних продуктів реакції, внаслідок чого йде посилення запаху, характерного для даної стічної води. Крім того, при підвищенні температури до діапазону 20-30°C йде збільшення осаджувальних здібностей активного мулу, завдяки зниженню щільності середовища.

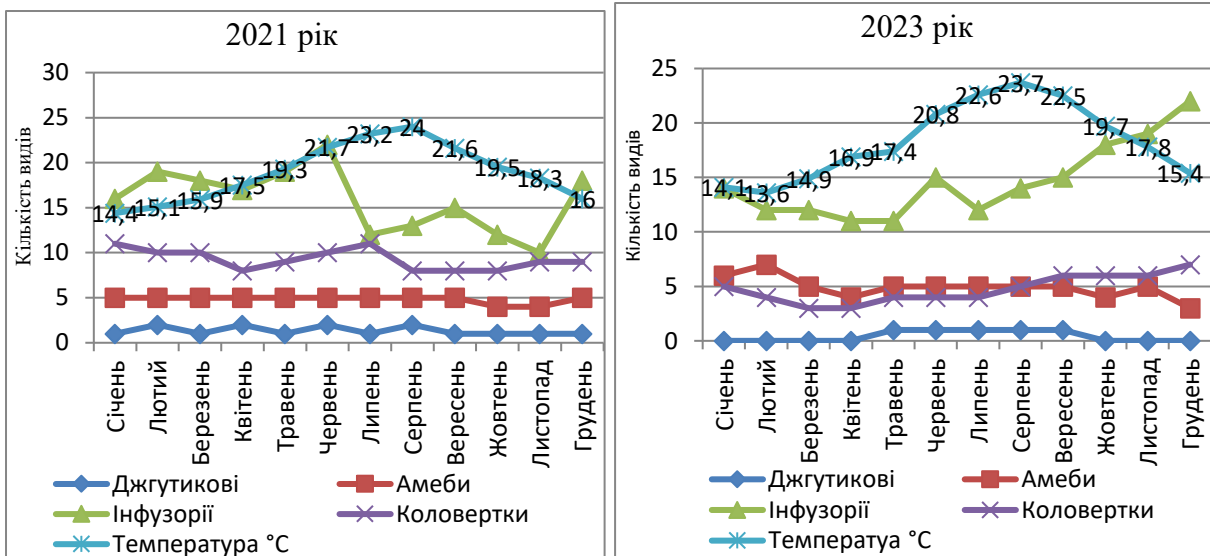
При підвищенні температури знижується розчинність кисню та азоту в воді, що може привести до дефіциту кисню, також до надмірного накопичення нітратів і нітритів, і утворенню токсичних розчинів двухвалентного окису азоту і одновалентного закису азоту, що може привести до негативного впливу на екосистему активного мулу.

При підвищенні температури так само зростає і негативний вплив токсинів, що пов'язано зі збільшенням споживання кисню і, як наслідок, підвищенням клітинної проникності, в тому числі і для отруйних речовин [4].

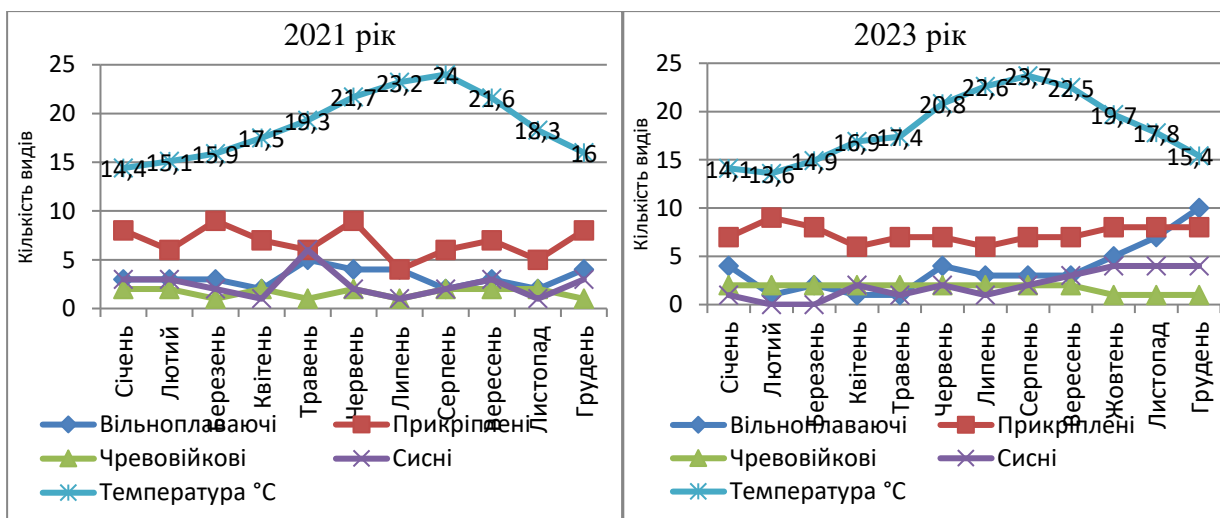
Якщо ж дія підвищених температур є тривалим, то за цей період відбувається адаптація бактерій і мікроорганізмів активного мулу до змін середовища. Але для виживання і адаптації біоценозу слід посилити його постачання киснем і більш активно перемішувати мулову біомасу для посилення обмінних процесів в її обсязі.

При зниженні температури йде збільшення розчинності кисню у воді, тому життєдіяльність активного мулу залишається практично тією ж, що і при більш високій температурі середовища.

Згідно дослідженню динаміки одночасної зміни видів гідробіонтів на очисних спорудах, щодо зміни температури навколишнього середовища виявлено, що найбільший вплив температурного коливання зафіксовано на мікроорганізми типу Сіліорога (інфузорії) з 22 видів до 11, а гідробіонти підтипу джугтикові (Mastigophora), амеби (Sarcodina), коловертки (Rotifera) виявилися більш стійкими (Графіки 1)



Графіки 1 – Зміни біоценозу індикаторних мікроорганізмів активного мулу в залежності від пори року в аеротенках на очисних спорудах м. Суми



Графіки 2 – Зміни видового складу інфузорій (Сіліорога) в активному мулі в залежності від температури мулової суміші в аеротенках.

Згідно графіка відстежується динаміка залежності кількості видів інфузорій Сіліорога від коливання температури в аеротенках. Гідробіологічні дослідження

виявили, що найкращий кількісний та видовий склад інфузорій відбувається в діапазоні від 17°C до 22°C (Графіки 2).

Тому, в липні-серпні місяці, коли температура повітря підіймається більше 30°C відбувається підвищення температури мулової суміші в аеротенку, що, в свою чергу, негативно впливає на життєдіяльність інфузорій (Сіліорога).

За гідробіологічними дослідженнями, на ОС м. Суми, не всі види інфузорії негативно реагують на підвищення температури, найбільш вразливі до зміни температурного режиму в аеротенках є: прикріплені інфузорії класу Peritricha, *Epistylis urceolata* та *Opercularia coarctata*; сисні інфузорії *Tokophrya mollis* та *Staurophrya elegans*.

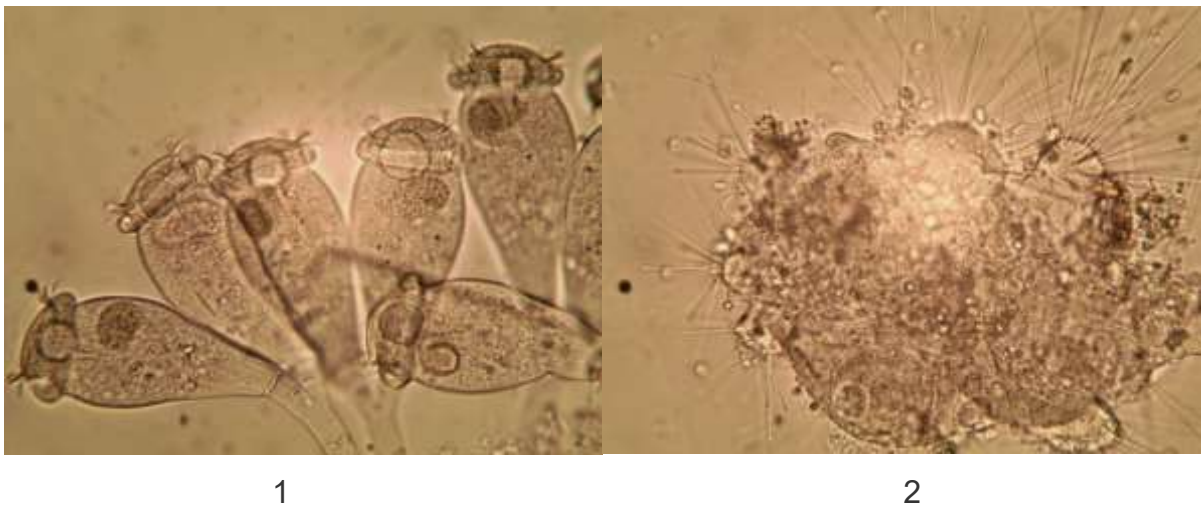


Фото 2 – Найбільш вразливі до змін температурного режиму в аеротенках інфузорії:
1- *Epistylis urceolata*, 2 - *Staurophrya elegans*.

Виявилось, що толерантними до змін температури в аеротенках є прикріплені інфузорії роду *Vorticella* та *Epistylis bimarginata*, сисні інфузорії *Tokophrya quadripartita*, сисні інфузорії роду *Acineta* та чревовійкові інфузорії роду *Aspidisca* та *Euplotes*.

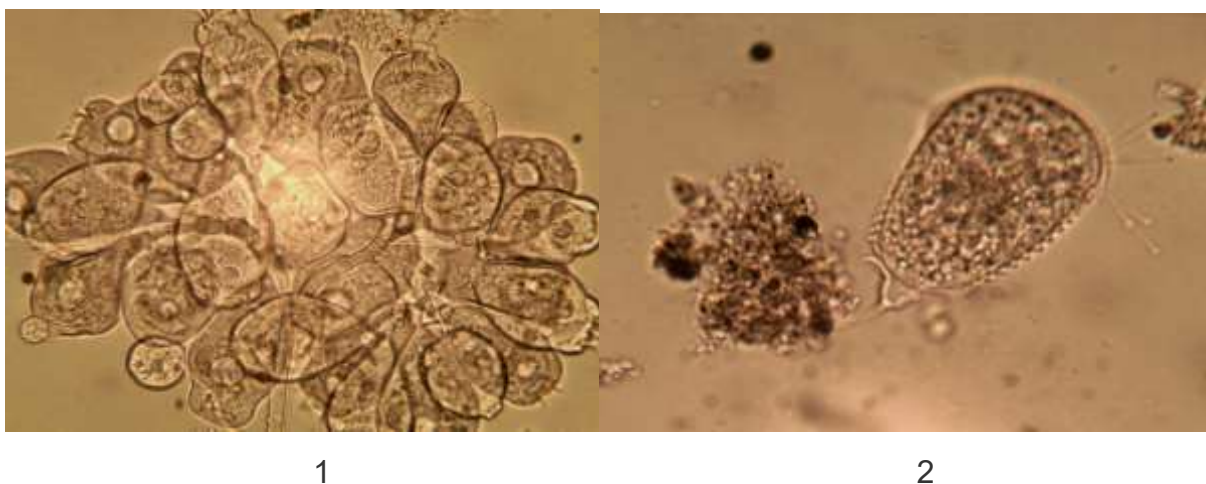


Фото 3 – Толерантні до змін температури в аеротенках інфузорії:
1 - *Epistylis bimarginata*, 2- *Acineta foetid*

Вплив температури навколишнього середовища на біоценоз активного мулу може бути як короткочасним, так і тривалим. Як не дивно, але швидка зміна температурного режиму більш токсична, так як біоценоз активного мулу не встигає пристосуватися до умов, що змінилися й може привести до його загибелі.

Висновки

1. Налагодження процесу біологічного очищення стічної води починається з адаптації мікроорганізмів активного мулу до температурного режиму в аеротенках, який залежить від температури навколишнього середовища.
2. Температура мулової суміші в аеротенках визначає перебіг процесу біологічного очищення стічної води, так як робить істотний вплив на життєдіяльність екосистеми активного мулу.
3. Для покращення біоценозу активного мулу на міських очисних споруд при підвищених температурах середовища, рекомендовано проведення індукованої біологічної активації [5,6], а також забезпечити аеротенки додатковими мішалками, завдяки яким покращується постачання розчиненого кисню та інтенсифікуються обмінні процеси мулової суміші.

Література

1. Семенова О.І., к.т.н., доц., Решетняк Л.Р., к.т.н., доц., Ткаченко Т.Л., Бублієнко Н.О., к.т.н., доц. Національний університет харчових технологій
ХАРАКТЕРИСТИКА ГІДРОБІОЛОГІЧНОГО СКЛАДУ АЕРОБНОГО АКТИВНОГО МУЛУ
2. https://elib.lntu.edu.ua/sites/default/files/elib_upload/%D0%93%D0%BE%D1%82%D0%BE%D0%B2%D0%B8%D0%B9%20%D0%91%D0%BE%D0%BD%D0%B4%D0%B0%D1%80%D1%87%D1%83%D0%BA/page7.html
3. Хильчевский В.К. Водоснабжения и водоотведения :гидроэкологические аспекты. - М .: ИПЦ " Киевский университет ", 1999. - 319 с. ISBN 966-594-073-2)
4. Т. С. Айрапетян конспект лекцій з дисциплін «Очистка побутових стічних вод»
5. Спосіб біологічної активації мікроорганізмів активного мулу (удосконалення). Патент на корисну модель України №153846 від 06.09.2023р.
6. Забара І.І., Сікідіна Т.М. «Нові тенденції застосування методу індуцированої активації активного мулу (хімічного мутагенезу) на очисних спорудах м. Суми»

Скрипинець А. В., канд.техн.наук;

Карєв А. І., канд.техн.наук;

Нарожний В. М.

Одерій В. О.

Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова

НОВІ ТЕХНОЛОГІЧНІ РІШЕННЯ СТВОРЕННЯ ПОЛІМЕРНИХ КОМПОЗИЦІЙНИХ МАТЕРІАЛІВ З ВИКОРИСТАННЯМ АГРОПРОМИСЛОВИХ ВІДХОДІВ

Згідно даним Державної служби статистики України щорічно сміттєві полігони поповнюються на 15-17 млн. тонн і становище з кожним роком погіршується. Екологи підрахували, що Україна накопичила 54 млн. кубометрів відходів, що підлягають захороненню на 6 тисячах звалищ та полігонів загальною площею 9 тис. га. Близько 20% відходів на звалищах займають синтетичні полімерні матеріали, що розкладаються століттями, а родючі землі завалені ними, відродяться не раніше ніж 300 років. З'являється гостра необхідність в утилізації відходів синтетичних полімерів. Полімери з коротким життєвим циклом експлуатації (пакувальні матеріали, тара, і т. ін.) представляють собою потужний вторинних ресурс, при переробці якого вирішується декілька проблем: вторинне використання відходів полімерних матеріалів дозволяє істотно економити первинну сировину, насамперед, нафту та електроенергію; звільнення придатних для обробки земель шляхом очищення полігонів від синтетичних пластиків та їх раціональним використанням з отриманням цінних матеріалів та виробів. відходами переробки агропромислових та виробничих підприємств [1, 2]. Запропоновані нові підходи одержання будівельних матеріалів та виробів зі спеціальними властивостями на основі вторинних полімерів, наповнених відходами переробки агропромислових та виробничих підприємств. Запропоновані в роботі наукові принципи створення, модифікації та удосконалення технологічних підходів виготовлення будівельних композитів, дозволять покращити якість отриманих виробів та істотно знизити їх собівартість.

На сьогоднішній день проблема переробки промислових відходів та використання вторинної сировини знаходить актуальне значення не лише з позицій охорони навколишнього середовища, а й пов'язана з тим, що в умовах

дефіциту сировини, відходи стають потужним сировинним і енергетичним ресурсом. У той же час актуальними є й наукові дослідження з переробки та раціонального використання вторинних термопластичних полімерних матеріалів (поліолефінів) та відходів рослинного походження (лушпиння гречки, рису, вівса та ін.), які можуть бути використані при отриманні ефективних композиційних матеріалів з необхідним комплексом властивостей та зниженою собівартістю [3-5]. Тому питання розробки технологій створення полімерних композиційних матеріалів (ПКМ) на основі відходів виробництв є не тільки екологічно, а й економічно обґрунтованим. Тому в роботі пропонується розробити нові технологічні рішення для створення на ефективне вирішення проблем експлуатації будівельних конструкцій, виробів та низки високотехнологічних ПКМ на основі промислових відходів та вторинної сировини, використання яких спрямоване споруд, пов'язаних з дотриманням вимог промислової, техногенної та екологічної безпеки.

Одним із напрямків створення будівельних композитів, а саме, дерево-полімерних композитів (ДПК) з підвищеними експлуатаційними характеристиками є додавання дисперсних наповнювачів з відходів рослинного походження до полімерного зв'язуючого. Вже є позитивний досвід створення [1-6] і застосування у будівництві ДПК на основі термопластів, відходів деревини або інших целюлозовмісних наповнювачів. Останнім часом актуальності набувають целюлозовмісні наповнювачі не деревного походження [5, 6], технологічні відходи сільськогосподарської промисловості. У роботах [3, 4] вивчені фізико-механічні властивості композитів на основі ПЕ та гречаного лушпиння, його гідролізного лігніну і гідролізного лігніну деревини. Отримані задовільні міцнісні характеристики, окрім ударної в'язкості та водопоглинання, також спостерігається не стабільність властивостей композиту [3-5]. Авторами [7-10] представлені дослідження композитів на основі поліпропілену з лушпинням гречки. Дані свідчать, що досягається покращення механічних властивостей композитів з гречаним лушпинням у порівнянні з використанням наповнювача деревного борошна. Таким чином, результати досліджень вказують на необхідність заміни деревних наповнювачів технологічними відходами сільського господарства. У дослідженні композитів [3,5] наповнених лушпинням рису на основі реактопластичних зв'язуючих, спостерігається погіршення усіх фізико-механічних властивостей, яке пояснюється незадовільною адгезією між компонентами. У роботі [2, 11] досліджувались фізико-механічні властивості композитів на основі

ПЕ і ПП, наповнювачами слугували деревне борошно і пил, лушпиння і солома пшениці та вівса. Зразки композитів одержувались методами екструзії та гарячим пресуванням. Встановлено, що при вмісті наповнювачів у композиціях – 50 %, найкращі міцнісні показники характерні для композитів з деревним наповнювачем, які вдається отримати за рахунок додавання модифікуючих добавок [3, 5]. Одним із перспективних напрямів застосування деревно-полімерних панелей [12-14] є використання їх в якості акустичних оздоблювальних матеріалів для захисту від підвищеного рівня шуму та вібрації. Результати акустичних дослідження показали, що ДПК ефективні лише в області середніх частот (від 2000 Гц) [15, 16].

Таким чином, існує ряд проблем при створенні нових будівельних матеріалів, які можливо вирішити шляхом дослідження процесів взаємодії, гомогенізації та формування композитів, а також впровадження нових технологічних рішень для отримання сендвіч систем.

В роботі були досліджені полімерні композити на основі натуральних волокон та полімерних матриць (епоксиуретанові), які показали значний потенціал для застосування в будівництві та інших галузях промисловості. У процесі дослідження підтверджено, що поєднання натуральних волокон з полімерними матрицями дозволяє отримати матеріали з покращеними фізико-механічними властивостями, такими як підвищена міцність, стійкість до зносу, впливу ультрафіолетового випромінювання та агресивних середовищ. Крім того, використання таких композитів дозволило суттєво знизити собівартість матеріалів у порівнянні з традиційними аналогами.

Було успішно створено сендвіч-систему, яка складається з шарів полімерних композитів, армованих натуральними волокнами, та в'язкопружного епоксидного шару. Розроблені полімерні композиції на основі епоксидної смоли з трифункціональним олігоциклокарбонатом та дисперсними наповнювачами продемонстрували високі вібропоглинаючі властивості, відмінну адгезійну міцність до різних матеріалів та стійкість до дії агресивних середовищ.

Подальший розвиток досліджень пов'язаний з необхідністю визначення взаємодії шарів сендвіч системи для досягнення максимального синергічного ефекту звукопоглинання в широкому діапазоні частот, розробки нових наукових принципів та технологічних рішень на основі моделювання і прогнозування фізико-хімічних процесів структуроутворення композитів, які необхідні для регулювання

структури та формування спеціальних властивостей композитів з метою розширення сфери їх застосування.

Література

1. Besserer, A.; Troilo, S.; Girods, P.; Rogaume, Y.; Brosse, N. Cascading Recycling of Wood Waste: A Review. *Polymers* 2021, 13, 1752.
2. Mazzanti, M.; Zoboli, R. Waste management in spatial environments. In *Waste Management in Spatial Environments*; D'Amato, A., Mazzanti, M., Montini, A., Eds.; Routledge: London, UK, 2013; pp. 99–136.
3. Basalp, D.; Tihminlioglu, F.; Sofuoglu, S.C.; Inal, F.; Sofuoglu, A. Utilization of Municipal Plastic and Wood Waste in Industrial Manufacturing of Wood Plastic Composites. *Waste Biomass Valorization* 2020, 11, 5419–5430
4. Hughes, M. Applications. In *Green Composites: Polymer Composites and the Environment*; Baillie, C., Ed.; Woodhead Publishing: Cambridge, UK, 2004; pp. 233–251.
5. Spear, M.J.; Eder, A.; Carus, M. Wood polymer composites. In *Wood Composites*; Martin, P.A., Ed.; Woodhead Publishing: Sawston, UK, 2015; pp. 195–249
6. Карєв А.І., Скрипинець А.В., Барабаш О.С. Модернізація технології отримання рослинно-полімерних композитів / Моделювання та оптимізація будівельних композитів : мат-ли міжнарод. сем. Одеса: ОДАБА, 3-4 грудня 2020. - С. 72-75. ISBN 978-617-7195-29-9.
7. Danchenko Y., Andronov V., Kariiev .A., Lebedev V., Rybka E., Meleshchenko R., Yavorska D. Research into surface properties of disperse fillers based on plant raw materials. - *Eastern- European Journal of Enterprise Technologies*. -2020. -Vol. 5. -Iss. 12-89. -P. 20-26.
8. Saienko N.V., Bikov R.O., Demidov D.V., Skripinets A.V., Obizhenko T.M. Study of the effect of silicate fillers on the structural and rheological properties of acrylic dispersions // *Voprosykhimii i khimicheskoi tekhnologii*, 2023, No. 2, pp. 137-144
9. A. Skripinets, N. Saienko, V. Blazhko, L. Saienko. Efficiency evaluation: епохуurethane damping inserts in vibration protection systems// *комунальне господарство міст municipal economy of cities науково-технічний збірник серія: технічні науки та архітектура*. Том 4, випуск 178'2023 С. 17-27 ISSN (print) 2522 – 1809 ISSN (online) 2522 – 1817
10. Lu, J.Z.; Negulescu, I.I.; Wu, Q. Maleated wood-fiber/high-density-polyethylene composites: Coupling mechanisms and interfacial characterization. *Compos. Interfaces* 2012, 12, 125–140. [Google Scholar] [CrossRef]

11. Danchenko, Y., Kariiev, A., Andronov, V., Cherkashina A., Lebedev V., Shkolnikova T., Burlutskyi O., Kosse A., Lutsenko, Y., Yavors'ka, D. A Research of chemical nature and surface properties of plant disperse fillers. - Eastern-European Journal of Enterprise Technologies/ - 2020. -Vol. 5. -Iss. 12-89. - P. 20-26.
 12. Gokulkumar S, Thyla PR, Prabhu L,. et al. Measuring methods of acoustic properties and influence of physical parameters on natural fibers: a review. J Nat Fibers 2020; 17: 1719–1738.
 13. Mueller DH, Krobjilowski A. New discovery in the properties of composites reinforced with natural fibers. J Ind Text 2003; 33: 111–130.
 14. Prabhu L, Krishnaraj V, Gokulkumar S,. et al. Mechanical, chemical and sound absorption properties of glass/kenaf/waste tea leaf fiber-reinforced hybrid epoxy composites. J Ind Text 2022; 51: 1674–1700.
 15. Jayamani E, Hamdan S, Ezhumalai P,. et al. Investigation on dielectric and sound absorption properties of banana fibers reinforced epoxy composites. J Teknol 2016; 78(6–10): 97–103.
 16. Peng L, Song B, Wang J,. et al. Mechanic and acoustic properties of the sound-absorbing material made from natural fiber and polyester. Adv Mater Sci Eng 2015; 2015: 1–5.
- Dhandapani N, Megalingam A. Mechanical and sound absorption behavior of sisal and palm fiber reinforced hybrid composites. J Nat Fibers 2021: 1–14.natural-fiber (accessed 25 June 2022).

Солодовнікова Л. М., канд. техн. наук;

Горишнякова Я. В., аспірант

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

Антонюк М. П., інженер з оцінки навколишнього середовища

ТОВ «Межиріченський гірничо-збагачувальний комбінат», смт. Іршанськ, Україна

ОЦІНКА РАДІАЦІЙНОЇ БЕЗПЕКИ ВИДОБУВАННЯ ТИТАНУ ВІДКРИТИМ СПОСОБОМ НА ЕТАПІ ПІСЛЯПРОЄКТНОГО МОНІТОРИНГУ В МЕЖАХ МЕЖИРІЧНОГО РОДОВИЩА ТИТАНОВИХ РУД

Метою досліджень є аналіз і оцінка стану компонентів довкілля за результатами вишукувань у складі післяпроектного моніторингу радіаційного впливу відпрацювання Межирічного родовища розсипних титанових руд на компоненти довкілля.

Межирічне родовище титанових руд приурочене до центральної частини Володарсько-Волинського масиву. Родовище має двоповерхову геологічну будову. Кристалічний фундамент нижнього структурного поверху представлений породами коростенського інтрузивного комплексу ранньо-протерозойського віку, що перекриті суцільним чохлом осадових порід верхнього структурного поверху мезокайнозойського віку [1,2,3].

Ділянка Межирічного родовища, яка на даний час відпрацьовується, складена двома генетичними типами – елювіальними, приуроченими до кори вивітрювання основних порід (анортозитів, габро-анортозитів, габро-перидотитів) та алювіальними (перевідкладеними), частково – делювіально-алювіальними, пов'язаними із ерозійно-аккумулятивною діяльністю водних та водно-льодовикових потоків.

У геологічному відношенні ділянка розташована в межах поширення основних порід Володарсько-Волинського масиву коростенського комплексу, представлених породами габро-анортозитової формації. Породи габро-анортозитового комплексу представлені тісним перешаруванням анортозитів, габро, габро-анортозитів, габро-перидотитів, перидотитів і піроксенітів, які пов'язані між собою поступовими взаємопереходами з переважанням габро-анортозитів, анортозитів (90-95%). На родовищі виділені два типи руд: кори вивітрювання та алювіальних відкладів, які утворюють два рудних тіла [1,2,3].

Рудне тіло кори вивітрювання представляє собою продукт кори хімічного та фізико-хімічного вивітрювання корінних габроїдів, залягає на породах кристалічного фундаменту і має площинний характер. Нижньою границею є кристалічні породи, а верхньою – осадові породи. Рудне тіло складене каолінітом, монтморилонітом, гідрослюдами; в нижній частині профілю присутні неповністю розкладені породоутворюючі та рудні мінерали. Основним рудним мінералом кори вивітрювання на родовищі є ільменіт, який характеризується в цілому низьким вмістом шкідливих домішок (P_2O_5 – 0,093 %, Cr_2O_3 – 0,016 %).

Рудне тіло алювіальних відкладів приурочене до осадових порід родовища. До його складу в різних пропорціях входять осадові відклади віком від нижньої крейди до нижньопалеогенових (бучацьких), представлених алювіально-делювіальними пісками, піщанистими вторинними каолінами, каоліновими глинами.

До супутніх корисних копалин Межирічного родовища титанових руд потенційно можна віднести породи розкриття, а також компоненти – циркон, ванадій та скандій.

Породи розкриття родовища представлені здебільшого глинистими, досить неоднорідними за складом, відкладами і без їх спеціальної підготовки, не можуть бути використані як будівельний матеріал, але можуть бути залучені для відсипки дамб хвостосховищ і – як матеріал для рекультивації виробленого кар'єрами простору.

При збагаченні титанових руд на фабриках отримується проміжний продукт збагачення – кварцові піски, глини, які використовуються для рекультивації кар'єру. Розробка родовища ведеться відкритим методом по безтранспортній системі розробки з переєксквацією розкритих порід у відпрацьований простір та гідротранспортом рудних пісків на збагачувальну фабрику первинного збагачення.

Як слідує з загальної характеристики Межирічного родовища, потенційно існує можливість радіаційного забруднення компонентів докільця, що викликало необхідність оцінити радіаційну безпеку порід в кар'єрах та титанових руд.

Згідно ДБН В.1.4-1.01-97 «Регламентовані радіаційні параметри, допустимі рівні», при проведенні гірничовидобувних робіт корисна копалина повинна відповідати I-му класу радіаційної безпеки. З метою визначення класу радіаційної безпеки порід в кар'єрах, в 2018 році виконувалась радіаційно-гігієнічна оцінка титанових руд Межирічного родовища на ділянках планового видобутку [4]. Дослідження включали:

- проведення пішоїдної гамма-зйомки із визначенням потужності експозиційної дози (ПЕД) гамма-випромінювання розкритих порід та рудоносних «пісків» у межах існуючого кар'єрного поля;
- відбір проб для визначення сумарної питомої радіоактивності порід.

За результатами проведених робіт із радіаційно-гігієнічної оцінки порід Межирічного родовища (Ісаківської та Південної ділянок) зроблено наступні висновки:

- величина ПЕД за даними проведення пішохідної гамма-зйомки не перевищує 8 мкР/год. Згідно вимог діючої класифікації ДБН В.1.4-0.01-97 породи відносяться до 1 групи родовищ; цілком складених породами з низькою радіоактивністю;

- величина сумарної питомої активності радіонуклідів А (еф.) змінюється від 17,8 до 35,4Бк/кг, що відповідає 1 класу (менше 370Бк/кг).

Таким чином, за результатами досліджень Ісаківська та Південна ділянки Межирічного родовища за ступенем радіоактивності відноситься до 1-ї групи родовищ; цілком складених породами з низькою радіоактивністю; розкривні, підстеляючі рудоносні породи та рудні «піски», а також відвали та «хвости» збагачення відносяться до 1-го класу мінеральної сировини, що придатні для всіх видів використання у будівництві без обмежень. Ільменітові концентрати, які згідно з ТУ У 14-10-009-98 придатні для сірчаноокислотної переробки на пігмент, відповідають вимогам НРБУ-97 (п.8.6.7), встановлених як для мінеральних барвників [4].

Незважаючи на це, згідно з особливими умовами спеціального дозволу на користування надрами, ТОВ «МЕЖИРІЧЕНСЬКИЙ ГЗК» здійснює радіаційний контроль за породами у кар'єрі та продукцією переробки їх у відповідності до вимог НРБУ-97.

Починаючи з 2019 р. при проведенні видобувних робіт радіаційно-гігієнічна якість корисної копалини контролюється постійно. Контроль за радіаційно-гігієнічною оцінкою якості сировини і будівельного матеріалу корисної копалини виконується відповідним сертифікованим підприємством Коростенський міжрайонний відділ ДУ «Житомирський обласний лабораторний центр МОЗ України».

Крім того, для виключення появи мозаїчного прояву потенційно можливого підвищення радіаційних показників підстеляючих порід під час видобувної діяльності, УКРНДІЕП проводить дослідження рудних порід на гама- та бета-випромінювання в складі післяпроектного моніторингу.

Для виключення ризиків радіаційного забруднення компонентів довкілля авторами розроблена програма післяпроектного моніторингу, яка включає дослідження радіаційного стану повітря та іонізуючого випромінювання на межі житлової забудови та розкривних порід, дослідження радіаційного стану видобутої сировини та готової продукції (після збагачення) [5].

Результати досліджень УКРНДІЕП впродовж кількох років базувалися на польових радіометричних спостереженнях та лабораторних дослідженнях

радіаційного стану розкривних порід, видобутої сировини та готової продукції (чорновий концентрат) на кар'єрах Межирічного родовища.

Радіометричні дослідження розкривних ґрунтів, видобутої сировини та готової продукції (чорновий концентрат) проводилися шляхом вимірювання β - та γ -випромінювання та виконувалися у відповідності з нормативними документами [6-8], також проводилась деталізація досліджень на локальних ділянках, площах або в окремих точках у випадку виявлення підвищеного радіаційного фону.

Вимірювання дози гама- і бета-випромінювання в досліджуваних точках на межі розділу середовищ повітря – розкривні породи, поверхня заскладованої сировини в кар'єрах та готової продукції (чорнового концентрату) на території збагачувальної фабрики на глибині 0-5см і на глибині 5см-20см. проводились радіометром бета-гамма випромінювання РКС-20.03 «Прип'ять» із записом усередненого значення за прийнятою методикою радіометричних досліджень. Результати вимірів наведено в таблиці 1.

Таблиця 1 - Результати радіометричних досліджень ґрунтового покриття, видобутої сировини та готової продукції МГЗК Межирічного родовища (2020-2022 р.)

№ з/п	Точка випробування	Глибина відбору проб	Радіометричні дослідження					
			Доза γ - випромінювання, мкР/год			Радіоактивне забруднення, β -випромінювання, част. хв./см ²		
			2020р	2021р	2022р	2020р	2021р	2022р
1	Точка № пг 101 <u>Готова продукція (чорновий концентрат)</u> Збагачувальна фабрика «Південна»	0,30-0,50 м	5,43	6,75	6,86	5,56	4,36	4,67
2	Точка № пг 102 <u>Розкривні породи</u> Кар'єр Ісаківської дільниці	0-0,25 м	11,4	10,3	9,35	1,97	2,05	3,45
3	Точка № пг 101а <u>Видобута сировина</u> Кар'єр Ісаківської дільниці	0,10-0,30 м	6,05	7,42	5,87	6,37	5,68	5,32

Як свідчать результати проведених досліджень (табл. 1) впродовж 2020-2022 років, потужність дози гамма-випромінювання в досліджуваних точках не

перевищують фонових значень для розкривних порід, готової продукції (чорного концентрату) та видобутої сировини.

Щільність бета-випромінювань для розкривних порід, для готової продукції (чорного концентрату) та для видобутої сировини відповідають фоновим показникам порід і практично не змінюються впродовж 2020-2022 р. залежно від глибини й місця вимірів (табл. 1).

В роботі також наведені дослідження, які проводилися впродовж 2020-2022 років, з визначення радіаційної якості рудних порід (сировини) та готової продукції (ільменітового (чорного) концентрату) в зоні розміщення кар'єрів ТОВ «Межиріченський гірничо-збагачувальний комбінат», а саме гірничо-збагачувального комплексу «Ісаківський» та гірничо-збагачувального комплексу «Південний». Дослідження виконувалися відповідно до вимог нормативних документів [7;9].

Згідно з вимогами зазначених нормативних документів, відбиралися 5 групових проб у кожній точці випробування і формувалися дві об'єднані геохімічні проби. Відібрані геохімічні проби рудних порід (сировини) та готової продукції (ільменітового (чорного) концентрату) піддавалися гамма-спектрометричному аналізу у Коростенському міжрайонному відділі ДУ «Житомирський обласний лабораторний центр МОЗ України» для визначення величини сумарної питомої активності ($A_{\text{сф}}$) природних радіонуклідів (ПРН): *радію-226*, *торію-232* і *калію-40* та аналізувались на спектрометрі СЕГ-001-63 «АКП-С».

Радіологічне обстеження проб з Межиріченського гірничо-збагачувального комплексу «Ісаківський» та комплексу «Південний» проводилося в період 2020 – 2022 р.р. в 10 точках об'єкту. Відповідно до результатів досліджень, питома активність радіонуклідів в рудних породах (сировині), не перевищує фонових значень.

Результати досліджень питомої активності рудних порід та ільменітового (чорного) концентрату з гірничо-збагачувальних комплексів «Ісаківський» та «Південний» приведені в таблицях 2 та 3.

Слід зазначити, що радіаційна якість маси рудних порід (сировини) та готової продукції гірничо-збагачувального комплексу «Ісаківський» та гірничо-збагачувального комплексу «Південний» оцінювалася у відповідності до класифікації припустимих рівнів сумарної питомої активності ПРН у будівельних матеріалах.

Клас використання продукції визначається з застосуванням методу: гамма-спектрометричного вимірювання ефективної сумарної питомої активності ПРН згідно з НРБУ-97 [7].

Згідно з результатами досліджень, величина сумарної питомої активності природних радіонуклідів в рудних породах (сировині) та в готовій продукції (ільменітовому концентраті) на гірничо-збагачувального комплексу «Ісаківський» та гірничо-збагачувального комплексу «Південний» Межирічного родовища характеризується низькими значеннями, і у жодній пробі не перевищує гранично допустимого значення 370 Бк/кг [7]. Радіоактивне забруднення рудних порід (сировини) та готової продукції (ільменітового (чорнового) концентрату) відсутнє.

Таким чином, за радіаційними показниками рудні породи (сировина) та готова продукція (ільменітовий (чорновий) концентрат), відібрані на Межиріченському гірничо-збагачувальному комплексі «Ісаківський» та на гірничо-збагачувального комплексу «Південний» відносяться до 1-го класу ($A_e < 370 \text{ Бк/кг}$), і відповідно до вимог НРБУ-97 [7], класифікуються як придатні для всіх видів використання та є екологічно безпечними.

Відповідно до результатів радіаційно-гігієнічної оцінки якості сировини, готової продукції та розкривних порід за період 2018-2022 р.р., а також згідно з результатами досліджень, проведених УКРНДІЕП в 2020-2022 р.р. в складі післяпроектного моніторингу, господарська діяльність з видобування та збагачення титанових руд на ділянках Межирічного родовища є **цілком безпечною** для компонентів навколишнього середовища та для здоров'я жителів населених пунктів, прилеглих до території відпрацювання родовища.

Між тим, враховуючи природні особливості кристалічних порід, для яких характерним є вміст в різних концентраціях радіоактивних елементів радію-226 і торію-232 потрібно провести аналіз повітря на наявність радіоактивних газів радону-222 та торону-220 в місцях складування порід.

Навіть при мінімальних концентраціях зазначених елементів можлива акумуляція радону в умовах закритих приміщень, що є радіоактивною небезпекою для співробітників родовища [10, 11]. В якості рекомендації, рахуємо за необхідне виконати заміри радону в приміщеннях збагачення руди та в місцях складування готової продукції.

Таблиця 2 – Питома активність рудних порід та ільменітового (чорнового) концентрату з Межиріченського гірничо-збагачувального комплексу «Ісаківський»

№ з/п	Назва сировини і будматеріалу	Радій-226, Бк/кг			Торій-232, Бк/кг			Калій-40, Бк/кг			Аеф, Бк/кг			Клас застосування
		2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022	
1	ГРЛ-220 Св.№216, інтервал: 9,0 м- 13,0 м-піски алювіальні	10,1	32,9	11,0	<6	8,18	10,0	34,2	270	218	18,3±6,6	66,5±14,1	42,6	1 клас
2	ГРЛ-221 Св.№200, інтервал: 8,0 м- 15,0 м-піски алювіальні	8,32	18,0	13,2	<6	<6	7,5	<32	297	155	17,4±6,4	50,5±11,5	36,2	1 клас
3	ГРЛ-237 Св.№015, інтервал: 8,0 м- 16,0 м-піски алювіальні	9,25	50,2	12,1	<6	12,0	<7,0	<32	347	406	15,5±5,5	95,4±18,4	55,7	1 клас
4	ГРЛ-220 Св.№244, інтервал: 12,0 м- 22,5 м-піски алювіальні	12,8	22,9	19,7	<6	<8,9	<7,0	<32	376	297	21,0±6,3	66,6±12,2	51,6	1 клас
5	ГРЛ-237 Св.№04, інтервал: 7,0 м- 13,0 м-піски алювіальні	11,6	15,8	7,8	<6	7,71	<7,0	43,4	282	386	19,9±6,4	49,9±11,4	48,1	1 клас
6	ГРЛ-236а Св.№60, інтервал: 7,0 м- 13,0 м-піски алювіальні	7,93	7,93	22,8	7,15	7,15	<7,0	38,4	38,4	233	20,6±6,7	20,6±6,7	50,0	1 клас

7	ГРЛ-13 Св.№129, інтервал: 12,0 м- 15,0 м-піски алювіальні	6,93	36,1	37,1	7,63	10,3	12,7	52,7	350	288	21,4±6,7	79,4±12,9	78,2	1 клас
8	ГРЛ-220 Св.№264, інтервал: 9,0 м- 16,5 м-піски алювіальні	10,4	31,8	13,0	<6	11,3	11,5	39,7	413	304	21,3±5,8	81,8±12,9	53,8	1 клас
9	ГРЛ-220 Св.№252, інтервал: 11,0 м- 23,0 м-піски алювіальні	19,4	26,9	<7,0	8,33	11,5	13,9	<32	426	293	32,7±8,4	77,3±12,6	49,7	1 клас
10	ГРЛ-221 Св.№236, інтервал: 14,0 м- 19,0 м-піски алювіальні	15,5	42,5	8,7	6,56	13,2	<7,0	38,6	361	88,5	27,4±8,1	90,5±13,4	23,9	1 клас
середнє											21,6±6,7	71,4±13,2	48,9	1 клас
		2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022	
1	Концентрат	95,4	130	231	36,9	63,3	123	41,5	<32	28,5	147±13,4	213±20,6	392	1 клас
2	ільменітовий	105	131	216	37,5	77,7	130	<32	<32	29,1	154±13,5	233±21,7	386	1 клас
3	ГЗК	96,9	128	207	37,5	73,6	118	<32	<32	28,7	146±13,2	224±21,1	362	1 клас
4	«Ісаківський»	104	129	198	37,2	71,9	108	<32	<32	28,2	153±13,7	223±21,2	340	1 клас
5		102	142	208	33,9	77,0	118	<32	37,7	27,4	146±13,3	246±22,7	363	1 клас
6		96,6	130	209	37,1	76,4	124	<32	<32	27,8	145±13,2	230±21,5	371	1 клас
7		98,2	129	209	34,9	70,2	132	<32	<32	29,4	146±13,4	221±20,9	382	1 клас
8		98,5	127	214	34,9	60,5	133	32,9	<32	28,3	147±13,5	206±20,7	388	1 клас
9		112	126	198	37,0	70,8	125	<32	61,1	45,5	160±14,0	224±21,6	366	1 клас
10		104	139	185	39,8	72,7	108	<32	50,0	28,3	156±13,6	229±21,9	326	1 клас
середнє											150±13,5	225±21,4	368	1 клас

Класифікація за класами застосування: **1-клас** ($A_{\text{еф}} \leq 370 \text{ Бк/кг}$) - всі види використання без обмежень. **2-клас** ($A_{\text{еф}} \leq 740 \text{ Бк/кг}$) - для об'єктів промислового, господарського й дорожнього призначення, де перебування людей становить менш 1700 год. на рік. **3-клас** ($A_{\text{еф}} \leq 1350 \text{ Бк/кг}$) - для окремих ізольованих об'єктів чи споруд, об'єктів промислового й дорожнього призначення, які практично не пов'язані з перебуванням людей

Таблиця 3 – Питома активність рудних порід та ільменітового (чорнового) концентрату з Межиріченського гірничо-збагачувального комплексу «Південний»

№ з/п	Назва сировини і будматеріалу	Радій-226, Бк/кг			Торій-232, Бк/кг			Калій-40, Бк/кг			Аеф, Бк/кг			Клас застосування
		2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022	
1	ГРЛ-215а, Св.№193, інтервал: 6,0 м-12,0 м - рудні породи	12,1	18,2	<7,0	<6	<6	<7,0	38,9	120	35,4	21,8±6,7	34,4±10,9	16,2	1 клас
2	ГРЛ-214а, Св.№299, інтервал: 6,0 м-17,0 м - рудні породи	7,24	14,2	7,0	<6	<6	7,1	70,0	197	112	18,5±8,1	35,4±10,9	25,8	1 клас
3	ГРЛ-214, Св.№396, інтервал: 8,0 м-24,0 м - рудні породи	8,62	21,0	16,3	<6	7,12	<7,0	47,3	270	26,1	18,6±6,6	53,3±11,6	25,0	1 клас
4	ГРЛ-213, Св.№298, інтервал: 7,0 м-18,0 м - рудні породи	11,7	33,6	10,4	8,78	6,34	<7,0	44,4	300	57,2	27,0±7,7	67,4±12,5	20,9	1 клас
5	ГРЛ-213а, Св.№389, інтервал: 7,0 м-20,0 м - рудні породи	9,66	19,4	10,5	6,70	<6	<7,0	46,2	283	40,0	22,4±6,8	51,1±11,6	21,2	1 клас
6	ГРЛ-212а, Св.№86, інтервал: 6,0 м-18,0 м - рудні породи	9,63	12,0	17,7	7,45	<6	<7,0	64,4	299	73,4	24,9±6,6	44,2±11,1	32,8	1 клас

7	ГРЛ-212, Св.№74, інтервал: 6,0 м-16,0 м - рудні породи	10,9	18,7	12,4	7,32	<6	7,8	56,7	327	98,6	23,5±7,6	53,9±11,7	31,0	1 клас
8	ГРЛ-211а, Св.№177, інтервал: 4,0 м-17,0 м - рудні породи	7,98	29,7	10,6	<6	10,1	9,3	59,4	363	133	19,2±7,8	73,7±17,9	34,0	1 клас
9	ГРЛ-211а, Св.№163, інтервал: 5,0 м-19,0 м - рудні породи	8,96	18,5	15,5	<6	<6	9,2	57,5	114	25,0	21,6±7,6	35,2±13,0	29,7	1 клас
10	ГРЛ-211, Св.№158, інтервал: 6,0 м-16,0 м - рудні породи	10,8	15,8	14,8	6,40	9,94	5,9	55,8	263	299	23,9±6,9	51,2±14,1	47,9	1 клас
середнє											22,3±7,2	50,0±12,5	29,0	1 клас
		2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022	2020	2021	2022	
1	Концентрат	104	115	120	37,4	55,3	118	<32	38,1	203	152±13,7	191±20,1	292	1 клас
2	ільменітовий	101	123	145	36,9	62,9	135	<32	50,2	252	149±13,6	210±21,0	343	1 клас
3	ГЗК «Південний»	98,8	114	142	38,6	67,6	114	33,4	46,3	203	152±13,7	207±20,5	308	1 клас
4		108	124	142	39,2	53,2	111	33,0	<32	184	163±14,2	193±19,6	303	1 клас
5		125	121	161	47,8	67,3	114	44,5	49,3	161	192±16,5	214±21,0	324	1 клас
6		136	124	162	49,4	64,4	110	<32	38,9	186	201±16,9	212±20,9	321	1 клас
7		129	121	149	48,0	67,6	110	32,7	46,5	187	195±16,0	213±21,1	309	1 клас
8		108	113	169	44,7	54,4	116	43,7	48,6	177	170±14,6	188±20,2	336	1 клас
9		106	115	177	42,6	57,3	115	40	38,8	177	165±16,4	193±20,3	343	1 клас
10		116	121	171	53,2	70,0	113	<32	44,5	163	186±19,3	216±21,1	332	1 клас
середнє											173±15,5	204±20,6	321	1 клас

Класифікація за класами застосування: **1-клас** ($A_{\text{еф}} \leq 370 \text{ Бк/кг}$) - всі види використання без обмежень; **2-клас** ($A_{\text{еф}} \leq 740 \text{ Бк/кг}$) - для об'єктів промислового, господарського й дорожнього призначення, де перебування людей становить менш 1700 год. на рік.; **3-клас** ($A_{\text{еф}} \leq 1350 \text{ Бк/кг}$) - для окремих ізольованих об'єктів чи споруд, об'єктів промислового й дорожнього призначення, які практично не пов'язані з перебуванням людей

Література

1. Робочий проект «Кар'єр №10 на Ісаківській ділянці Межирічного родовища ільменіту ТОВ «Межиріченський ГЗК» с.Ємилівка Хорошівського району Житомирської області». Том 1. Загальна пояснювальна записка. Шифр 202.023.02.012-ПЗ-01-00. Коригування за матеріалами геолого-економічної переоцінки запасів. ТзОВ «Інститут «ГІРХІМПРОМ». Львів, 2018.
2. Робочий проект «Кар'єр на Межирічному родовищі ільменіту (Південна ділянка) ТОВ «Межиріченський ГЗК» с. Ємилівка Хорошівського району Житомирської області». Том 1. Загальна пояснювальна записка. Шифр 202.024.02.012-ПЗ-01-00. Коригування за матеріалами геолого-економічної переоцінки запасів. ТОВ «Інститут «ГІРХІМПРОМ». Львів, 2018.
3. Видобування, переробка, збагачення титанових руд Ісаківської та Південної ділянки Межирічного родовища : звіт з оцінки впливу на довкілля. Реєстраційний номер справи 20195203649. Міністерство екології та природних ресурсів України. ДЕА. Київ, 2019.
4. Радіаційно-гігієнічна оцінка порід ділянки планового видобутку у 2019 році Межирічного родовища (Ісаківська та Південна ділянки) титанових руд, Хорошівського району, Житомирської області : звіт про проведення щорічного радіаційного контролю за породами в кар'єрі. Житомир: ТОВ «ЖИТОМИРБУРРОЗВІДКА», 2018.
5. Аніщенко Л.В., Горишнякова Я.В. Комплексна оцінка екологічної безпеки видобування титану відкритим способом на етапі післяпроектного моніторингу// *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: матеріали ХІХ Міжнар. наук.-практ. конф. м. Харків, 14-15 верес. 2023 р. Харків, 2023. С. 22 – 27.*
6. Методические рекомендации по оценке радиационной обстановки в населенных пунктах в зоне радиоактивного загрязнения со средней плотностью до 5 Ки/кв.км цезия-137. Українська міжвідомча комісія радіаційного контролю забруднення природного середовища. Київ, 1992.
7. ДГН 6.6.1.-6.5.001-98. Державні гігієнічні нормативи. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Затв. Постановою Головн. санітар. лікаря України № 62 від 01.07.1997 р. [Чинний від 2000-07-12].
8. ДСП 6.177-2005-09-02. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України. Державні санітарні правила (ОСПУ-2005). Наказ № 54 від 02.02.2005 [Чинний від 2021-02-05].
9. ДБН В.1.4-2.01-97 СРББ. Радіаційний контроль будівельних матеріалів та об'єктів будівництва. Наказ Держкоммістобудування України № 124 від 24.07.1997. Київ: НВФ «РОСА», 1997.

10. ДСТУ ISO 18589-3:2010. Вимірювання радіоактивності у довкілля. Ґрунт. Частина 3. Гамма-випромінювальні радіонукліди (ISO 18589-3:2007, IDT). Наказ № 632 від 28.12.2010 [Чинний від 2012-01-12].
11. Сорока Ю.Н., Рец Ю.Н., Руденко С.А., Подрезов А.А. О необходимости учета опасности действия ионизирующего излучения при работе предприятий горной и металлургической отраслей. *Геотехническая механика*: Межвед. сб. научн. трудов. Днепропетровск. 2016. №130. С. 231 – 239.

Старко М. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ОБҐРУНТУВАННЯ ЩОДО ПРИДАТНОСТІ В'ЯЗИВОЦЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДО ВИКОРИСТАННЯ ДЛЯ РИБОГОСПОДАРСЬКИХ ПОТРЕБ

Вступ

У березні цього року в УКРНДІЄП звернувся рибник із проханням визначення придатності В'язивоцького водосховища до використання для рибогосподарських потреб. Крім того, враховуючи, що верхів'я цього водосховища дуже сильно заросли водними рослинами, а для рибоводних розрахунків необхідна площа водоймища, яка придатна саме для вирощування риби, необхідно було також з'ясування площі водойми, яка придатна для товарного вирощування риби.

Матеріали та методики досліджень. Згідно з паспортом водного об'єкту, В'язивоцьке водосховище в Дніпропетровській області призначено для зрошення та риборозведення. Водойма має площу водного дзеркала 171,7га та обсяг води 2,4 млн. м³ [1]. Для обґрунтування придатності В'язивоцького водосховища до використання для рибогосподарських потреб у квітні 2024 року були відібрані проби води та гідробіонтів з метою оцінки сучасного гідрохімічного та гідробіологічного стану водойми.

Гідрохімічні проби відбиралися для визначення основних показників, в тому числі кількості води розчиненого кисню. З гідробіологічних показників, враховуючи період року - ранню весну та низьку температуру води (14,1⁰С на момент відбору проб) визначався лише зообентос.

Результати аналізу проб води, які були вибрані у В'язивоцькому водосховищі, з метою встановлення її придатності для рибництва, перевіряли на відповідність рибогосподарським стандартам [2,3].

Зообентос відбирали за допомогою середньої моделі дночерпача Петерсена з площею захоплення 0,025 м². Організми розбирали на таксономічні групи та зважували на торсійних терезах ВТ-500.

Результати хімічного аналізу води показують її якість лише у момент відбору проб. Використання ж показників зростання риб дає можливість оцінювати довкілля їх проживання за більш тривалий період. Крім того, зрівняння росту риб одного виду та

віку дозволяє встановити факти його зміни в окремі роки. Тому на підставі аналізу отриманих від орендатора риб було проведено порівняння ростових показників риб В'язівцького водосховища з іншими водоймами Дніпропетровської області. Визначення лінійного розміру риби у окремі роки її життя проводилося методом зворотних розрахунків.

Результати досліджень.

Хімічний склад води. Умови існування та розмноження риби залежать від екологічного стану водойми. Гідрохімічний режим істотним чином визначає перспективи рибогосподарського використання водойми (Л. П. Драган та ін., 2022).

Вважається, що використання продуктивних властивостей риб є суттєвою проблемою сучасного рибництва. Це обумовлено не тільки біологічними особливостями конкретних видів риб, а й середовищем існування. При цьому певний відбиток ускладнюючого характеру має те, що риби є пойкилотермними тваринами, дихають чистим розчиненим у воді киснем і демонструють достатньо високу специфічність живлення. Все це безумовно формує якісні і кількісні параметри фізіолого – біохімічних процесів рівень яких визначає генетично обумовлену ступінь реалізації продуктивних властивостей риб (І.М. Шерман, М. Ю. Євтушенко, 2011).

Виключно важливу роль у формуванні абіотичної складової та функціонуванні біотичної складової водосховища відіграє вміст у воді розчиненого кисню. Кисень потрібний для дихання риб та інших гідробіонтів, а також для процесів самоочищення води від органічних речовин та продуктів обміну водних організмів. Крім того, кількість у воді цього газу служить інтегральним показником ходу продукційно-деструкційних та динамічних процесів у водних екосистемах і є вирішальним фактором успішного вирощування риб, оскільки його дефіцит може значно знизити швидкість їх зростання, призвести до явищ задухи та різкого зниження здатності водойм до самоочищення (н. В. Щербатюк, 2021).

Результати визначення хімічного складу води В'язівцького водосховища свідчать, що за основними гідрохімічними показниками її якість в цілому відповідає нормативним вимогам [2,3], є сприятливою для проживання риби і дає можливість використовувати цей водойм для розведення та вирощування товарної риби. Вміст у воді водосховища кисню також відповідав нормативним умовам проживання риби.

Водночас, вода В'язівцького водосховища має підвищену мінералізацію (до 2138мг/дм³) та відповідно високі значення хлоридів, сульфатів, кальцію, магнію та загальної жорсткості. Однак, підвищена мінералізація води в окремих малих водосховищах не виключає їх з ряду перспективних [4].

Про можливість використання для вирощування риби водойм, які мають підвищену мінералізацію, свідчать результати досліджень С. В. Кутищева [5].

Таким чином, результати проведених досліджень свідчать, що за основними гідрохімічними показниками якості води В'язівського водосховища в цілому відповідає нормативним вимогам і є сприятливою для проживання риби. Це дає можливість використовувати водосховище для вирощування та розведення товарної риби. Вміст у воді водосховища кисню також відповідає нормативним умовам проживання риби.

Стан угруповань зообентосу. Видовий склад зообентосу В'язівського водосховища у квітні був доволі одноманітним і формувався в основному за рахунок личинок двокрилих комах – хірономід, та малоцетинкових червів-олігохет. Біомаса найціннішого м'якого зообентосу змінювалася в межах від 3,36 г/м² до 39,04, а середня була 15,1 г/м².

Аналіз отриманих нами результатів обробки проб зообентосу В'язівського водосховища показує, що розвиток цієї групи кормових організмів відповідає величинам прийнятним для малих водосховищ [4]. Тобто розвиток зообентичних угруповань у водосховищі, що розглядається, є сприятливим для вирощування риби.

Зростання риби. На підставі аналізу отриманих від орендатора риб було проведено порівняння ростових показників риб В'язівського водосховища з іншими водоймами Дніпропетровської області (табл. 1, 2).

Таблиця 1 – Середні величини зростання плітки звичайної *Rutilus rutilus* в водоймах Дніпропетровської області, см

Водойма		Вік риби, роки		
		1	2	3
Дніпровське водосховище	о. Монастирський, [6]	4,3	8,7	-
	Самарська затока, [6]	3,9	9,6	-
	с. Військове, [6]	6,9	12,2	-
	Акваторії заповідника «Дніпровсько-Орільський», [7]	-	-	Сер. 15,4
В'язівське водосховище, н. д.		5,9	9,7	14,3

**)Примітка: н. д. – наши дан*

Таблиця 2 – Середні величини зростання карася сріблястого *Carassius gibelio* в водоймах Дніпропетровської області, см

Водойма		Вік риби, роки		
		1	2	3
Самарська затока Запорізького водосховища, [8]		6,1	12,7	18,2
В'язівське водосховище, н. д.		4,8	10,7	15,6

*)Примітка: н. д. – наши дані

Велика кількість наданої нам особин плітки звичайній дала можливість проведення зрівняння росту риби в В'язівському водосховищі в останні роки (табл. 3).

Таблиця 4. Середні величини зростання плітки звичайної в В'язівському водосховищі в останні роки, см

Роки життя риби	Лінійні розміри за роками, см			
	2020	2021	2022	2023
1	6,2	4,8	6,8	-
2	-	9,8	9,1	10,2
3	-	-	14,7	13,9

Таким чином дослідження іхтіофауни дозволяє зробити висновки про те, що ростові характеристики масових риб В'язівського водосховища відповідають таким інших водних об'єктів Дніпропетровської області і умови проживання риби у водосховищі в останні (2020-2023) роки були хорошими і сильно не змінювалися, про що свідчать дані табл. 3.

Визначення площі В'язівського водосховища, яка придатна для товарного вирощування риби. Дані, які наведені вище свідчать, що В'язівське водосховище за своїм екологічним станом (хімічним складом води, у тому числі вмісту у воді кисню, кормовою базою (за зообентосом) та швидкістю зростання масових видів риб) повністю відповідає вимогам, які пред'являються до водойм, які використовуються для вирощування риби. У той же час, верхів'я В'язівського водосховища на великій площі повністю заросли повітряно-водною рослинністю – угрупованнями рогізів широколистого *Typha latifolia* та вузьколистого *Typha angustifolia*, очерета південного *Phragmites australis* та ін. При цьому глибини води біля краю суцільних заростей повітряно-водних рослин навіть у центральній частині становлять лише 0,97-1,20м.

Вищі водні рослини є невід'ємним компонентом водних екосистем, що утворює середовище існування риби. Вони відносяться до автотрофних організмів, які створюють первинну харчову продукцію в результаті своєї фотосинтетичної діяльності. Саме тому водні рослини відіграють провідну (енергетичну) роль у функціонуванні гідроекосистем і багато в чому зумовлюють структуру біотичного співтовариства водойми.

Спільноти гідрофітів відіграють важливе значення в житті зоопланктону, зообентосу і інших водних організмів: в їх щільних заростях формуються сприятливі

температурні умови і газовий режим, що сприяють розмноженню, інтенсивному росту тварин; вони служать їм надійним притулком і захистом від хижаків.

Крім того, риби в заростях знаходять собі тваринну і рослинну їжу. Багаті рослинними залишками донні відкладення є живильним середовищем для донної фауни риб.

Водна і прибережно-водна рослинність, утворює зелені пояси уздовж берегів, служить своєрідним бар'єром для донних відкладень евтрофіруючих і забруднюючих речовин. Саме з цієї причини водні екосистеми з широко розвиненим поясом рослинності є найбільш стійкими до антропогенного евтрофування та забруднення, а окремі види гідрофітів служать своєрідними індикаторами процесу евтрофікації водойми.

В той же час інтенсивний розвиток вищих водних рослин (ВВР) впливає на екологічний стан і господарські характеристики водних об'єктів. У літературі відзначається, що руслові водойми, побудовані в долинах малих річок, характеризуються малими глибинами біля верхів'я, що сприяє розвитку та поширенню болотяної рослинності (рогозу, очерету, осоки, ситняку, комішу). Рослинність поступово щороку розростається і площа водного дзеркала може істотно зменшуватися. При цьому зарості надводних рослин зменшують продуктивну площу, оскільки дно ділянок, зайнятих рослинами недоступне для риби. Тут відбувається закисання ґрунту, погіршуються умови аерації, прогрівання води сонцем. [9].

Встановлено, що в процесі розвитку екосистем руслових водосховищ, їх зрілості та старіння відбуваються сукцесійні зміни складу біоти, які формуються під впливом чисельних факторів біотичного та абіотичного характеру. До них віднесені в тому числі заростання водяного дзеркала водяними рослинами [10].

У верхів'ях малих водосховищ часто буває заболочування, зумовлене розвитком заростей плавневого типу. Так в зоні надмірного заростання малого Возсіятського водосховища відмічено погіршений екологічний стан, який супроводжується деструкційними процесами, утворенням тіньових ділянок перешкоджаючих процесу фотосинтезу, дефіциту кисню внаслідок розкладання значної кількості органічної речовини, накопиченням детритних мас і підвищеним вмістом сірководню (П. С. Кутіщев, В. Ю. Шевченко, 2023).

Для нормального функціонування екосистеми площа вищої водної рослинності не повинна перевищувати 25% загальної площі водойми. Вважається, що якщо водні рослини займають більшу площу, то вони справляють негативний вплив на їхтіофауну

[9]. Тому одним із головних факторів підвищення рівня рибопродуктивності малих водосховищ України є зниження кількості вищих водних рослин у водосховищах. [11].

При цьому слід зазначити, що говорячи про водні рослини, найчастіше маються на увазі зануренні. Повітряно-водні рослини зазвичай розглядаються мало, оскільки часто у водоймах їх не так багато і більшість розташовується вздовж берегової лінії, де ці рослини зміцнюють береги і перешкоджають їх розмиву.

На В'язівському водосховищі при відборі проб в квітні 2024 року занурених водних рослин ми не виявили, оскільки вони на той момент ще не почали розвиватися. Водночас, згідно з планом водосховища, [1], натурні роботи за яким проводились у червні 2023 року, занурені рослини у В'язівському водосховищі дуже поширені та займають велику площу. Тому загальний процент заростання становить, за даними паспорту водойми [1], 65,7%. Велика кількість занурених водних рослин звичайно погано, але такого впливу на ведення рибного господарства як повітряні вони не надають. З такими рослинами набагато легше боротися шляхом осушення водойми чи проведення масштабної біологічної меліорації (білий амур).

Паспорт В'язівського водосховища, [1], характеризує його загальну площу в 171,7га. У той же час, згідно з Технічною документацією із землеустрою щодо встановлення меж земельної ділянки в натурі ТОВ «ФІШЕР» із загальної площі земельної ділянки площа відкритої води (ставків) склала всього 130,9 га [36]. Площа водосховища, яка заросла жорсткою повітряно-водною рослинністю, сюди не входить. Тому навіть ці документи [1,12] свідчать, що для використання в рибному господарстві придатні лише 130,9 га. Тому вважаємо, що для цілей рибництва у В'язівському водосховищі підходить лише площа водного дзеркала води без площі верховій, які повністю заросли жорсткою повітряно-водною рослинністю. Тобто для використання у рибному господарстві придатні лише 130,9 га.

Висновки

1. Таким чином, результати проведених досліджень свідчать, що за основними гідрохімічними показниками якості води В'язівського водосховища в цілому відповідає нормативним вимогам і є сприятливою для проживання риби.

2. Розвиток зообентичних угруповань у водосховищі є сприятливим для вирощування риби в В'язівському водосховищі.

3. Ростові характеристики масових риб водойми відповідають таким інших водних об'єктів Дніпропетровської області.

4. Умови проживання риби у водосховищі в останні (2020-2023) роки були хорошими і сильно не змінювалися.

5. З загальної площі В'язівського водосховища 171,7га для цілей рибництва підходить лише площа водного дзеркала води без площі верховій, які повністю заросли жорсткою повітряно-водною рослинністю - 130,9 га.

Література

1. Паспорт водного об'єкта. В'язівське водосховище площею 171,7171 га, розташоване за межами с. В'язівок на території Вербківської сільської ради Павлоградського району Дніпропетровської області. - Дніпро: 2024. – 24с.
2. Нормативи екологічної безпеки 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 (БСК-5), хімічного споживання кисню (ХСК), завислих речовин та амонійного азоту). - Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України 30.07.2012 № 471.
3. СОУ-05.01.-37–385:2006. Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми. Київ: Міністерство аграрної політики України, 2006. - 15 с.
4. Гринжевський М. В. Аквакультура України. – Львів: Вид. "Вільна Україна", 1998. - 364 с.
5. Кутіщев С. В. Підвищення ефективності рибогосподарського використання континентальних водойм з нестабільною мінералізацією. -Автореф. дис. на здоб. наук. ст. канд. сільськогосп. наук. - Київ: Інститут рибного господарства, 2005. – 20с.
6. Маренков О. М., Шаповаленко З. В. Еколого-морфологічні особливості молоді плітки звичайної (*Rutilus rutilus*) у Запорізькому водосховищі. – Биоразнообразие и роль животных в экосистемах: Материалы VII Международной научной конференции. – Днепропетровск: Адверта, 2013. –С. 102-103.
7. Бондарев, Д. Л. (2006). Структура нерестової популяції плітки (*Rutilus rutilus*) водойм Дніпровсько-Орільського природного заповідника. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія, 14(2), 20–24. doi:10.15421/010647
8. Федоненко О. В., Шмагайло М. О. Особливості росту карася сріблястого в умовах Самарської затоки Запорізького водосховища. - Питання біоіндикації та екології. 2012. Вип. 17, № 2. -С. 82—90.
9. Грициняк І. І., Гринжевський М. В., Третяк О. М. та ін. Фермерське рибництво. - Київ: 2008. - 560с.

10. Гриб Й.В. Екологічні сукцесії мілководь і додаткової мережі дніпровських водосховищ (типізація, управління). - Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія. — 2010. — № 2 (43). – Тернопіль: 2010.- С. 119-123.
11. Шерман І. М., Пилипенко Ю. В. Еколого-технологічні основи рибогосподарської експлуатації малих водосховищ України. Проблемы воспроизводства аборигенных видов рыб. 2005. С. 166-173.
12. Технічна документація із землеустрою щодо встановлення (відновлення) меж земельної ділянки в натурі ТОВ «ФІШЕР» 10.07. для рибогосподарських потреб, яка розташована за адресою: Дніпропетровська область, Павлоградський район, Вербківська сільська територіальна громада. – Новомосковськ: 2021.

Старко М. В.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ОЦІНКА ПОЯВИ МОЛЮСКІВ В СИСТЕМАХ ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ОХОЛОДЖЕННЯ ПІВДЕННОУКРАЇНСЬКОЇ АЕС

Вступ

Проблеми біологічних перешкод у роботі електростанцій, у тому числі біологічного обростання водогінних систем, є актуальними у всьому світі.

Біологічні забруднення гідротехнічних споруд створюють проблеми їх безпечної експлуатації. Особливо небезпечна ця проблема для енергетичних об'єктів з водоймами-охолоджувачами, оскільки підвищений температурний режим у таких водоймах створює сприятливі умови для масового розвитку окремих видів гідробіонтів, що створюють такі проблеми.

Останнім часом окрім аборигенних видів гідробіонтів, що формують біологічні перешкоди у роботі енергетичних об'єктів (молюски, водорості, губки та ін.), з'явилися і поширилися тропічні молюски, зокрема, *Melanoides tuberculata* та *Tarebia granifera* [1-6].

У березні 2023 року від Південноукраїнської АЕС було отримано повідомлення про факт появи колоній брюхоногих молюсків в системах водопостачання та охолодження технологічного обладнання станції. Керівництво АЕС просило дати оцінку цього приводу з запропонуванням рішення для попередження та дієвої захисту від цих молюсків. Підсумки цього розгляду представлені у цьому повідомленні.

Результати дослідження. Поява *Melanoides tuberculata* та *Tarebia granifera* викликала обростання і блокування ними трубопроводів і елементів обладнання систем технічного водопостачання, зумовила вкрай негативний вплив на проектні гідродинамічні характеристики контурів водообігу, аж до аварійних зупинок устаткування Запорізької АЕС. Крім того, що вони розмножуються у великій кількості всередині трубопроводів і елементів устаткування, ці молюски виробляють багато органіки, що веде до прискорення зростання біоплівки і всіх пов'язаних з цим негативних явищ, включаючи погіршення теплопровідності і коефіцієнт корисної дії обладнання, а також сульфатредуючу корозію [5].

На території України *Melanoides tuberculata* та *Tarebia granifera* вперше були зафіксовані в водоймі-охолоджувачі Південноукраїнської АЕС. Це було у 1997-2001рр [7]. З тих пір цей вид молюсків регулярно масово відмічається у водоймі [9,10], а у 2018 році вже сформував структуровану популяцію [2].

Про великі кількості цього молюска на окремих ділянках водойми-охолоджувача Південноукраїнської АЕС свідчать також результати наших досліджень 2012 року (табл. 1).

Таблиця 1 – Біомаса молюска *Melanoides tuberculata* у водоймі-охолоджувачі Південноукраїнської АЕС у 2012 році, г/м² сирової ваги, [11]

Ділянка	Характер біотопу	Місяць	
		Травень	Червень
Біля наносної станції	Бетон	25	22
Пристанційна ділянка	Камни	н/в	175
Опори мосту на пристанційній ділянці	Бетон	н/в	н/в

**)Примітка: н/в – не виявлені*

На думку А. Е. Слепнева та А. А. Сілаєвої молюск *M. tuberculata* повністю натуралізувався у водоймі і постійно домінує в зообентосі середній та пригребельній частині водойми-охолоджувача, сягаючи 99% від загальної чисельності та біомаси бентосних організмів [10]. Популяції обох видів були представлені моновидовими та змішаними поселеннями особин різного віку, що може свідчити про локальну натуралізацію цих молюсків-вселенців [2]. Локальною в межах однієї водойми, а не повною натуралізацією *T. granifera* разом та *M. tuberculata* вважають також О. Ю. Аністратенко з соавт. Їх висновок ґрунтується на тому, що їх розселення за межі підігріваних акваторії досі не було успішним [1].

В 2013 році молюски тіариди *Melanoides tuberculata* та *Tarebia granifera* були виявлені і в водоймі-охолоджувачі Запорізької АЕС [8].

Наслідки проникнення цих молюсків у водойму-охолоджувач Запорізької АЕС вражають швидкістю адаптування та масштабами розповсюдження по всій циркуляційній системі охолодження. Майже за 3 роки (2015–2018рр.) молюски тіариди збільшили свою чисельність у водоймі-охолоджувачі від одиничних екземплярів до 300 екз./м², а в трубопроводах – до 6340 екз./м² і стали причиною їх закупорки. За інформацією персоналу ЗАЕС, із 2015 р. тіариди викликали суттєві перешкоди у роботі систем водопостачання ЗАЕС [12]. В 2023 році **колонії молюсків**, що розглядаються були знайдені **у системах водопостачання та охолодження технологічного**

обладнання Південноукраїнської АЕС (лист Південноукраїнський АЕС № 03/13452 від 27.07.2023р.).

Головною причиною появи екзотичних молюсків у водоймах нашої країни вважається акваріумна індустрія. Досить часто відбувається злив води з акваріумів у відкриті водойми. У цьому випадку найбільш теплолюбні види починають домінувати в місцях, куди здійснюється скид підігрітої води [13].

Молюски *Melanoïdes* мають широкий ареал поширення. Вони є типовими детритофагами, успішно розмножуються в діапазоні температур від +18 до 28°C, відносно стійкі до зміни солоності та жорсткості води, дихають зябрами, здатні до статевого і безстатевого розмноження, для них характерне живонародження [14]. При цьому, за рахунок здатності до партеногенетичного розмноження, колонізація нових місць проживання молюсками даного виду за сприятливих умов середовища відбувається з досить великою швидкістю [15]. Толерантність цього молюска до температури коливається від 16 до 37°C, при цьому оптимальна температура знаходиться в діапазоні від 29 до 34°C. Стійкість до солей (LC(I) 50-24 год) становить для KCl 0,70 г/л⁻¹ і NaCl 9,05 г/л⁻¹. Ці дані, на думку D.T. Okumura та O. Rocha свідчать, що *M. tuberculata* є видом, стійким до температури та солоності, що частково пояснює його широке та швидке поширення у тропічних водах [16].

Результати лабораторних експериментів Mitchell A. J. та Brandt T. M. показали, що всі меланії *M. tuberculata* загинули при 5°C на протязі 1 дня, 9°C - 2 днів, 11°C протягом 8 днів і 13°C протягом 12 днів. При 17°C і 32,5°C за 27 днів загинуло близько 10% молюсків. Усі молюски з раковиною 10–20 мм гинули протягом 20 хв при 45°C [17].

Крім того, *M. tuberculata* дуже стійкій до осушення ґрунту. Він може мешкати на мілководді в прибережному ґрунті, де існує ймовірність винесення молюсків у зону вище урізу води [18].

Розмножуються молюски переважно партеногенетично, є живорідними. Молюск виношує яйця, з яких з'являються повністю сформовані маленькі особини, які відразу ж зариваються у ґрунт. Кількість новонароджених тіарид може коливатися в залежності від розміру самого молюска і складатиме від 10 до 60 шт [12].

Таким чином, аналіз літератури з біології *M. tuberculata*, який є одним з основних молюсків, який проникають у водоводну систему Південноукраїнської АЕС, показує його велику стійкість до зниження температури та солевмісту води, а також пересихання ґрунту. Все це ускладнює боротьбу з цим молюском.

У той же час, аналіз даних, які були надіслані на наше прохання, показує, що водоймище-охолоджувач Південноукраїнської ТЕС за своїми температурними не

виходить за межі умов проживання *M. Tuberculata*. І навіть у найхолодніший зимовий місяць найнижча середня температура в останні роки була 16,2⁰C. (табл. 2).

Таблиця 2 – Середньомісячна температура води Ташлицької водойми-охолоджувача, ⁰C, дані Південноукраїнської АЕС

Рік	Місяць											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
2021	19.6	16.2	18.9	23.9	30.7	32.7	34.7	33.8	30.2	25.3	25.1	23.8
2022	21.4	22.6	19.7	21.9	27.7	32.3	32.5	34.0	30.5	27.3	22.6	18.6

Хімічний склад води, згідно з надісланими нам даними, також не перешкоджає розвитку *M. tuberculata*. Крім того, швидкість розмноження молюска, що спостерігається в даній водоймі, свідчить про наявність достатньої кількості їжі для нього. Крім того, за даними вчених, які багато років вивчають гідробіологічний режим водойми *M tuberculata* повністю натуралізувався у водоймі і постійно домінує в зообентосі.

Таким чином можна відзначити, що в водоймі, що розглядається, в даний час склалися умови, які сприятливі для розвитку популяції молюсків, що можуть створювати загрозу безпечній роботі атомної станції. Аналіз вітчизняної та зарубіжної літератури з показав, що універсальних ефективних (та загальноприйнятих) методів контролю молюсків родини *Thiaridae* наразі не існує. Тому необхідна розробка методів боротьби з цими молюсками.

Висновок

Проведене порівняння біології молюсків та умов їх проживання у водоймі-охолоджувачі Південноукраїнської АЕС свідчить, що у Ташлицькій водоймі-охолоджувачі склалися сприятливі умови для розвитку популяції молюсків *Melanoides tuberculata* та *Tarebia granifera*. За наявною інформацією ці молюски вже викликають суттєві перешкоди у роботі систем водопостачання ЗАЕС із 2015 року. Аналіз вітчизняної та зарубіжної літератури показав, що універсальних ефективних (та загальноприйнятих) методів боротьби з розвитком молюсків батьківщини *Thiaridae* наразі не існує. Тому розробка заходів щодо недопущення попадання молюсків *Melanoides tuberculata* та *Tarebia granifera* у водогінну систему Південноукраїнської АЕС вимагає проведення додаткових наукових досліджень.

Література

1. Аністратенко О. Ю., Дегтяренко О. В., Аністратенко В. В., Фурик Ю. І. Чужорідні види молюсків в континентальних водоймах України: від першої реєстрації до теперішнього часу. - Знахідки чужорідних видів рослин та тварин в Україні / Серія: «Conservation Biology in Ukraine». – Вип. 29. – Чернівці: Друк Арт, 2023. – С. 15-25.
2. Новоселова Т. Н., Силаева А. А., Громова Ю. Ф. и др. Техноэкосистема водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС: динамика группировок и их трансформация. Трансформация экосистем. – 2020. – 3 (1). – С. 101– 116. <https://doi.org/10.23859/estr-191112>
3. Протасов А. А., Силаева А. А., Громова Ю. Ф. и др. Многолетние изменения пелагических и контурных группировок в Ташлыкском водохранилище-охладителе Южно-Украинской АЭС. - VII Всеукраїнська конференція з міжнародною участю «Проблеми гідрології, гідрохімії, гідроекології». – Київ: Ніка-Центр, 2018. - С. 19-20.
4. Федоненко О. В., Маренков О. М., Петровський О. О. Проблема біологічних перешкод в роботі АЕС (на прикладі експлуатації техноекосистеми Запорізької АЕС). - Ядерна та радіаційна безпека 2(82).2019. – С. 54-60. ORCID:<https://orcid.org/0000-0002-3456-2496>
5. Кюрчев В. М., Мовчан С. І., Щелкунов В. І. та ін. Виробничі випробування тестового приладу електронної водопідготовки «HydroFLOW» і довготривалого моніторингу теплотехнічних параметрів технологічного обладнання на об'єктах атомної енергетики. - Матеріали XIII-ої науково-практичної конференції «Меліорація та водовикористання. Професійна освіта: стан та перспективи». – Якимівка: 2021. - С. 5- 11.
6. Семенчук М. І., Циганенко-Дзюбенко І. Ю., Пацева І. Г. Методи моніторингу та контролю інвазійних молюсків *Melanoides tuberculata*. - Всеукраїнська науково-практична on-line конференція здобувачів вищої освіти і молодих учених «Гірничі, будівельні, природоохоронні технології та екологія». – С. 206. - ztu.edu.ua <https://conf.ztu.edu.ua> > 2023/06 > hirnytstvo
7. Grigorovich I.A., MacIsaac H.J., Shadrin N.V., Mills E.L Patterns and mechanisms of aquatic invertebrate introductions in the Ponto-Caspian region. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 2002. – Vol. 59. – No 7. – P. 1189–1208. <https://doi.org/10.1139/f02-088>
8. Маренков О.Н. Биоинвазия моллюсков *Melanoides tuberculata* и *Tarebia granifera* (Thiaridae, Gastropoda) в водоеме-охладителе Запорожской АЭС. - Биоразнообразие и

роль животных в экосистемах: Материалы IX Международной научной конференции. Днепропетровск: Арбуз, 2017. – С. 44.

9. Ляшенко А.В., Слепнёв А.Е. Находка *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) в водоеме-охладителе Южно-Украинской атомной электростанции. – Эколого-функціональні та фауністичні аспекти дослідження моллюсків, їх роль у біоіндікації стану навколишнього середовища Вип 2. - Житомир: Вид-во Житомир. ун-ту, 2006. — С. 187–190.

10. Слепнев А.Е., Силаева А.А. О натурализации *Melanoides tuberculata* (Thiaridae, Gastropoda) в водоёмеохладителе Южно-Украинской АЭС. Вестник зоологии. 2013. – 47. – № 2. – С. 178.

11. Заключительный отчет по теме: «Розробка Регламенту гідробіологічного моніторингу Ташлицької водойми-охолоджувача ВП ЮУАЕС з проведенням натурних досліджень». Х/д №340/1.1. Етап 3. Том 1. Проведення натурних досліджень по темі договору у літній період 2012 року. - Харьков: УкрНИИЭП, 2012. – 110с.

12. Яковенко, В. А., Силаева, А. А., Протасов, А. А. (2018). Инвазивные брюхоногие моллюски в техноэкосистеме Запорожской АЭС. Ядерна енергетика та довкілля, 1 (11), 61–65.

URL:https://www.researchgate.net/publication/329659147_Yakovenko_V_Sylayeva_A_Protasov_A_Invasive_gastropods_in_the_tchnoecosystem_of_Zaporozskaya_AES

13. Уваєва О.І., Коцюба І.Г., Єльнікова Т.О. Гідробіологія : навч. посіб. Житомир: Житомирська політехніка, 2020. -196 с.

14. Ben-Ami F., Heller J. Spatial and temporal patterns of parthenogenesis and parasitism in the freshwater snail *Melanoides tuberculata* // J. Evol. Biol. 2005. Vol. 15. P. 138–146.

15. Pointier J. P., Samadi S., Jarne P., Delay B. Introduction and spread of *Thiara granifera* (Lamarck, 1822) in Martinique, French West Indies // Biodiversity and Conservation. 1998. Vol. 7. P. 1277–1290.

16. Okumura D.T. and Rocha O. Life history traits of the exotic freshwater snail *Melanoides tuberculata* Müller, 1774 (Gastropoda, Thiaridae), and its sensitivity to common stressors in freshwaters. Acta Limnologica Brasiliensia, 2020, vol. 32, e19.

17. Mitchell A. J. Brandt T. M. (2005). Temperature Tolerance of Red-Rim *Melania tuberculatus*, an Exotic Aquatic Snail Established in the United States. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134 (1), 126-131.

18. Leng M. J., Lamb A. L., Lam H. F., Telford R. J. Palaeoclimatic implications of isotopic data from modern and early Holocene shells of the freshwater snail *Melanoides tuberculata*, from lakes in the Ethiopian Rift Valley // Journal of Paleolimnology. 1999. Vol. 21. P. 97–106.

Тарабан Є. В., здобувач PhD

Бєлоконь К. В., канд. техн. наук, доц.

Інженерний навчально-науковий інститут ім. Ю.М. Потєбні Запорізького національного університету, м. Запоріжжя, Україна

ЗАСОБИ ТА МЕТОДИ ЗНИЖЕННЯ ГАЗОВИХ ВИКИДІВ ФОРМАЛЬДЕГІДУ У ДЕРЕВНООБРОБНОЇ ГАЛУЗІ

На підприємствах деревообробної промисловості, при виробництві меблів, ДСП, ДВП, клеєної фанери, ламінованих плит під час технологічних процесів виділяються у атмосферу шкідливі речовини: пил, пари розчинників і розріджувачів, формальдегід, оксид вуглецю, оксиди азоту, аміак та деревні відходи. Недосконалі конструкції технологічного обладнання, циклонів, використання матеріалів з вмістом небезпечних речовин є причинами перевищення допустимих концентрацій небезпечних речовин у атмосферному повітрі багатьох деревообробних підприємств. [1, 2]

Провівши пошук у спеціалізованій базі даних «Винаходи (корисні моделі) в Україні» було знайдено патенти на винаходи, за допомогою яких можна знизити концентрацію формальдегіду у атмосферному повітрі підприємств, що пов'язані з деревообробною галуззю. Ці винаходи можна розділити на дві групи. До першої групи можна віднести ті, які базуються на розробленні матеріалів, у яких відсутній формальдегід. Друга група це розроблення або удосконалення схем методів очистки повітря від формальдегіду.

Використання у широкому масштабі формальдегіду, як зв'язувального матеріалу для виготовлення композитних матеріалів, характеризується низькою вартістю й гарним застиганням, але при цьому виділяються шкідливі речовини. Сполука або агент, яка використовується у якості зв'язувального матеріалу має склеювати між собою різні субстрати або матеріали усередині композитних матеріалів. Основними характеристиками, за якими відбувається обрання зв'язувального матеріалу для застосування у виробництві, є: його вартість, можливість контролю процесу, швидкість застигання та механічна стабільність виробу. Винахідники Едельманн Ханс-Йоахім та Зандер Освальд запропонували використовувати для целюлозовмісних матеріалів, а також відповідних виробів з композитних матеріалів, таких як у формі плит, зв'язувальну речовину, що не містить формальдегід. Автори

запропонували 9 варіантів використання розробленого матеріалу та провели дослідження виготовлених продуктів у Інституті технології обробки лісоматеріалів, м. Познань (Institute for Wood Technology, Posen). Протягом 10 днів було проведено випробування 4 варіанти зв'язувальної речовини, яка використовувалась для виготовлення шістьох тришарових деревно-стружкових плит. Результат випробування продемонстрував, що в процесі застигання реакції розщеплення з вивільненням формальдегіду або інших шкідливих виділень не протікали [3].

Кусняк І.І. у своєму дослідженні «Ефективність виготовлення фанери, склеєної термопластичною плівкою» з'ясував, що вагомим фактором у виробництві фанери є викиди небезпечних сполук у оточуюче середовище через застосування терморезактивних клеїв. Виготовлення фанери з використанням у якості клею термопластичних плівок, порівняно із виготовленням фанери, склеєної карбамідоформальдегідним клеєм, має низку переваг через відсутність потреби у додатковому приготуванні, обладнанні, технологічній схемі для нанесення саме клею. Непотрібність утилізації відходів відпрацьованих смол, клеїв та виділених шкідливих випарів формальдегіду зменшує токсичність процесу виробництва. Автор провів розрахунки ефективності виготовлення такої фанери та встановив, що економія коштів на затрати для виготовлення 10 тис. м³/рік фанери становить близько 500 тис. грн. А економія на затратах на викиди небезпечних сполук у навколишнє середовище на найшкідливіших ділянках виробництва становить близько 3,5 тис. грн. [4].

Під час процесів сушки та термообробки плит виготовлених на основі подрібненої деревинної сировини та карбонмідоформальдегідної смоли виділяється формальдегід. Столяренко Г., Маслюк Є. та ін. запропонували винахід, в основу якого закладено інтенсифікацію процесу деструкції формальдегіду в об'ємі деревостружкових плит, який відбувається під впливом спільної дії озона та ультрафіолетового випромінення. Пристрій, який використовується для здійснення способу, вміщує генератор озону, джерело ультрафіолетового опромінення і бокс для розміщення деревостружкової плити. Кришка боксу виготовлена із прозорого кварцового скла та додатково забезпечено джерело ультрафіолетового опромінення, яке встановлюється над кришкою. Пристрій обладнано зволожувачем і форсункою озono-повітряної суміші, захватами для плит, які виконані так, що можлива змінити положення їх у просторі за допомогою обертання. Що важливо, цей спосіб можна використовувати у промисловості без кардинальних змін технологічної схеми при виготовленні деревостружкових плит [5].

Висновок. Було розглянуто три способи за допомогою яких можливо зменшити вміст формальдегіду у деревообробній промисловості, що підвищить екологічність продукції. Перевагою першого способу є те, що автори розробили зв'язувальну речовину, яка не містить формальдегід та зв'язує такі матеріали як, дерево, папір та інші натуральні волокна, для формування виробів з високоякісних композитних матеріалів.

При застосуванні другого способу у виробленні фанери термопластичних плівок згідно дослідження зникає необхідність у встановленні очисних споруд та щорічному зборі за викиди формальдегіду та аміаку, що робить виробництво та продукцію більш екологічними.

Третій спосіб полягає у впровадженні спеціального пристрою для зниження екологічного впливу формальдегіду у кінцевій продукції. Готовий продукт буде відповідати якості рівня європейських стандартів.

Отже, усі три розглянуті підходи пропонують ефективні рішення проблеми екологічного впливу формальдегіду на різних етапах виробничого процесу деревообробних підприємств, що, в свою чергу, забезпечує високу якість кінцевого продукту та позитивний вплив на навколишнє середовище.

Література

1. Зоріна Н., Радловська К., Полянський С. Дослідження стану атмосферного повітря в межах впливу ТзОВ промислово-виробничого підприємства «Укрлісекспорт». *Екологічна безпека та збалансоване ресурсовикористання*. 2016. Т. 2, № 14. С. 29–39.
2. Гончаренко Т., Гончаренко О. Екологічна оцінка впливу на довкілля підприємств деревообробної галузі на прикладі ТОВ «Черкаський ДОК». *Вісник ЖДТУ Технічні науки*. 2008. Т. 3, № 46. С. 167–173.
3. Зв'язувальна речовина, яка не містить формальдегіду: пат. UA 123784 С2 Україна : РСТ/EP2017/054480. № а 2018 09883; заявл. 27.02.2017; опубл. 26.11.2018, Бюл. № 22. 12 с. URL: <https://base.uipv.org/searchINV/search.php?action=viewdetails&IdClaim=276281&chapter=description> (дата звернення: 08.09.2024).
4. Кусняк І.І. Ефективність виготовлення фанери, склеєної термопластичною плівкою. *Scientific Bulletin of UNFU*. 2020. Т. 30, № 2. С. 88–92. URL: <https://doi.org/10.36930/40300216> (дата звернення: 08.09.2024).
5. Спосіб зниження вмісту формальдегіда в об'ємі деревиостружкового матеріалу та пристрій для його здійснення : пат. 33084 А Україна : 61L 9/015 (2006.01) А61L 9/18 (2006.01) (24) 15.02.2001. № 98115856 ; заявл. 03.11.1998 ; опубл. 15.02.2001, Бюл. № 1. 11 с. URL: <https://base.uipv.org/searchINV/search.php?action=viewdetails&IdClaim=67894&chapter=description> (дата звернення: 09.09.2024).

Serhii Telyma, PhD (Engin.), Senior Research Scientist;

Oleksandr Diatel, PhD (Engin.)

Institute of Hydromechanics of National Academy of Science of Ukraine, Kyiv, Ukraine

THEORETICAL JUSTIFICATION OF BIOFILM MODELS AT WASTE WATER TREATMENT IN BIOREACTORS

Introduction

Deterioration of the hydro-ecological state of the water environment in Ukraine in recent years has led to the emergence of a number of problems related the need for urgent improvement of the situation that has arisen as in some regions of the country in particular in the South of one there are obvious signs of an impending ecological disaster. There is an intense load on it due to uncontrolled pollution of various origins of the river network, reservoirs and aquifers, the quality of drinking water has significantly decreased and there is a shortage of water resources suitable for water supply to the population today. On the other hand the war with Russia created an additional man-made load on the entire ecosystem of our state as a whole. There for there is a need for the construction and implementation of modern wastewater treatment technologies on the objects of various profiles which will contribute to the improvement of ecology in Ukraine in the post-war period. One of the ways that to improve the situation with wastewater that pollutes the aquatic environment is additional treatment. Currently the most effective methods of cleaning pollution are biological cleaning methods using bioreactors of various designs.

The relevance of the problems of wastewater treatment in our country is unquestionable. Many scientific works and practical recommendations are devoted to various aspects of solving the considered tasks for example the fundamental works of foreign scientists and among the domestic works the articles of O.Ya.Oliylyk and his colleagues and others [1, 2, 3, 6].

During the conducted research an analysis of the influence of some hydrodynamic processes and biochemical transformations on the characteristics and structural features of the biofilm at wastewater treatment in bioreactors of various designs was performed. Different types of biofilm and its main parameters that characterize its structure and the possibility of using these characteristics are considered in order to substantiate and develop basic approaches to the creation of the mathematical models of the process of biofilm

formation in particular its thickness with constant and variable porosity at different regimes of operation of bioreactors for more effective purification of wastewater from pollution of various origins.

The main part

The processes of waste water treatment are based on the two main provisions:

1. Active microorganisms accumulate within the system in the form of a biofilm;
2. Microorganisms are removed from wastewater before it leaves the treatment facility (bioreactor).

In a bioreactor microorganisms are attaching to a solid surface. At the same time the accumulation of active biomass does not require settling tanks. Bacteria and suspensions can be removed by water flows and bacteria in biofilms are protected from washing out and grow in areas where their nutrition is provided.

Biofilms are created by bacteria inside the matrix of extracellular polymer compounds (EPC) which contain polysaccharides, proteins, free nucleic acids and water. EPC is basically a glue that holds the biofilm on the loading place.

The biofilm consists of a main liquid, a boundary layer and a supporting layer (substrate). The mass transfer of the substrate and electron acceptors inside the biofilm occurs mainly due to molecular diffusion and this process is slower than the removal of the substrate due to the gradient inside of the biofilm.

To assess the processes occurring in biofilm systems an understanding of the relationship between mass transfer and substrate conversion processes is necessary.

In real conditions wastewater treatment in bioreactors with a suspended biocenosis and a heterogeneous biofilm is considered as a rule. Under such conditions a well-known equation describing the disposal of organic pollutants with one limiting substrate in stationary conditions is used. This balance equation describes the rate of substrate removal under the conditions of nonlinear kinetics of the Monod reaction.

In the proposed mathematical model of the heterogeneous film the relationship between the effective diffusion coefficient and the density of the biofilm is accepted in the results of experimental works.

The analysis of the conducted theoretical and experimental studies showed that the processes of extracting the substrate depend on the concentration of microorganisms in the biofilm. However at significant concentrations there is some reduction of the substrate which is associated with a decrease in the diffusion coefficient since the removal of the substrate is controlled to a greater extent by mass transfer processes. The main equation has a next form:

$$D_L(z) \frac{d^2 L}{dz^2} + D_{L1} \frac{dL}{dz} - \frac{\mu_{\max} X_L}{Y} \cdot \frac{L}{K_{mL} + L} = 0 \quad (1)$$

It is a balance equation which describes the rate of substrate utilization under the conditions of nonlinear Monod reaction kinetics. The notation of the accepted values in equation (1) is given for example in works [1, 3].

When solving equation (1) a number of conditions were adopted in particular that the substrate is transported by diffusion and is used by microorganisms according to the well-known Monod kinetic equation. The effective diffusion and density of the biofilm can be calculated at the boundary of each layer of the stratified biofilm, the process in the biofilm can be considered under steady-state conditions, the substrate is transported in a perpendicular direction and the biofilm is formed on an impermeable and inactive surface. It is also assumed that contaminants are transported to the lower surface in the direction only by diffusion. Solutions (1) which take into account the concentration values X_f and the effective diffusion coefficient D_f are proposed in works [1, 4].

When forming a homogeneous biofilm the following is adopted:

- 1) a homogeneous biofilm has an effective diffusion coefficient equal to the average value of the effective diffusion coefficient for a stratified biofilm.
- 2) diffusion coefficients are considered the same near biofilm upper surface.

It should be noted that in general the solution to problems related to the biological purification of wastewater from various pollutants using biofilms depends on the accepted model of their structure.

Based on the analysis of obtained research results the following general conclusion was made that when developing and using models of biofilms it is enough to limit in the consideration and research the one-dimensional models with flat surfaces. At the same time to take into account on the curvature of the surface you can use the correction parameter A_e the value of which was obtained experimentally for various geometric shapes and which varies within the range of 1.0-2.32 [4]. As a result of the analysis of experimental data it was found that for a biofilm that has a dense solid matrix and a flat surface the assessment corresponds to the value of the parameter $A_e=1.0$. At values greater than 1.0, we have a complex structural surface of the biofilm of the "mushroom" type - with various clusters and channels and in this case this complex structure of the biofilm should be taken into account when making calculations.

Thus, the A_e parameter can be considered as a measure of biofilm heterogeneity. The more irregular and geometrically inhomogeneous the biofilm structure the greater value of A_e deviates from the value obtained for a flat biofilm ($A_e=1$). The more peaks in the biofilm

the more irregular its structure. In our opinion this complex question should be investigated further [5, 6].

When using biofilms with flat surfaces it is necessary to pay attention to the fact that the biofilm models do not involve its entire thickness but only its active part. The active thickness of the biofilm under conditions of removal of different substrates for example organic pollutants and nitrogen consists of the different bacteria and therefore the processes that occur in the biofilm in particular its growth will depend on the competition between them since the both types of bacteria use oxygen for their nutrition.

Initially at the formation of a heterogeneous structure of a biofilm which consists of from autotrophic bacteria, heterotrophs and inert biomass and in the absence of oxygen limitation both types of bacteria can develop. At the same time the rapid growth of heterotrophic microorganisms prevails throughout the thickness of the biofilm. After about 15 days the thickness of the biofilm increases and its thickness begins to be dominated by slowly growing autotrophic microorganisms and heterotrophic microorganisms slowly are accumulated near its surface. After 19-20 days exfoliation (dying) occurs after which more autotrophic biomass remains. It should be noted that detachment usually occurs during almost the entire time of biofilm formation however during the main period the detachment rate will be lower than the biomass formation rate and therefore the biofilm grows.

In the process of simultaneous extraction of various substrates from wastewater in particular organic (OC) and nitrogen (N) oxygen is necessary that to ensure the processes of their extraction by heterotrophic and autotrophic bacteria which are in different layers of the biofilm. At the same time significant competition for oxygen is observed between the specified groups of bacteria and therefore the processes of extraction of OC and N which occur in different layers of the biofilm may be limited by a lack of oxygen. The conditions and criteria under which oxygen will limit the process of separate extraction of OC and N in the biofilm due to its determined amount of penetration into the biofilm were investigated in [6]. The rapid growth of heterotrophic bacteria leads to a slight slow growth of autotrophic bacteria, heterotrophic growth and extraction of organic matter (COD) is limited by autotrophic growth and ammonium oxidation are associated with a lack of oxygen which is carried by heterotrophic bacteria through the layer in which it passes and heterotrophs and autotrophs can exist only if the concentration of organic matter in the reactor is less than 30 mg/l [2, 5] that is at a concentration of more than 30 mg/l below the heterotrophic layer there will be no oxygen for the autotrophic layer. Thus, it can be concluded that the existence of heterotrophic and autotrophic bacteria is possible only when the oxidation of organic matter is limited by the COD value and not by oxygen. The analysis

of existing studies of the combined purification of OZ and N shows that approximately the same critical value of COD was obtained when analyzing the operation of different reactors.

The formation of biofilm thickness over time at high and low OC/N ratio occurs within about 10 days. At a high OC/N ratio biofilm growth occurs mainly due to the removal of organic matter by heterotrophs while the removal of nitrogen (ammonium) by autotrophs is almost absent. At low OC/N ratios significant nitrification occurs along with biofilm growth and nitrogen removal begins almost after complete OC removal.

When the internal density changes the formation of biofilm activity also changes. The growth of biofilm depends significantly on the distribution of biomass that is on the location of individual components in it.

It was established that the formation of the active part of the biofilm is influenced by the processes of formation of inert sediment and extracellular polymeric substances in the composition of the biofilm which occupy a significant additional volume during the growth of the biofilm and generally affect the parameters of the biofilm.

Based on the analysis of the results of theoretical and experimental studies a stratified one-dimensional model of the biofilm structure was developed with the dominance of heterotrophic bacteria on the surface of the biofilm and the growth of nitrifiers in its depth.

To assess the impact of biofilm stratification modeling of a biofilm with a uniform distribution of biomass along its thickness was also conducted and studied. As it turned out the homogeneous distribution of biomass reduces the advantages of heterotrophs which no longer dominate the surface of the biofilm. In addition the optimal characteristics of the thickness of the boundary layer to ensure the efficient operation of the bioreactor were determined. As a result of the experimental works it was established that for the effective operation of the bioreactor the thickness of the boundary layer should be within 100-200 μm and with a significant thickness of about 500 μm the flow of pollutants decreases by almost 70% [5, 6].

Conclusions

The conducted research allows us to draw the following conclusions: for practical calculations of wastewater treatment a one-dimensional model of a homogeneous biofilm is proposed taking into account on the obtained estimates and restrictions on its use. Comparison of calculation results with experimental data showed that such a homogeneous model in many cases is in good agreement with experimental data.

In general the analysis of theoretical studies showed that the extraction of the substrate mainly occurs in the initial part of the biofilm which is approximately 20-25% of its total thickness δ .

It should be noted that the proposed homogeneous biofilm models with a constant thickness require further study and improvement for a more reliable assessment of the formation processes of the biofilm structure in particular to take into account on the heterogeneity of its thickness, the influence of various hydrodynamic factors on the functioning of the biofilm, the presence of other inactive substances in it in particular inert biomass and polymeric substances etc.

References

1. Beyenal H. and Levandowski Z. (2005). *Mathematical mass transport and microbial activity in stratified biofilms*. Chemical Eng. J. 60. 4337-4348.
2. Henze M., M van Loosdrecht M. E., Ekama G.A., Brdjanovic D. (2008). *Biological Wastewater Treatment*. IWA Publishing, London p. 511
3. Kelareva D. Kravchuk A. & Oliynyk O. (2012). *Modeling of the joint removing of the organic contaminations and nitrogen at the wastewater treatment by biofiltration*. Dopov. Nac. Acad. Nauk Ukr. p.179-183 (in Ukrainian).
4. Wanner O., Ebert N.I., Rittman B.E. (2006). *Mathematical modeling of biofilms*. Scientifican Technical report 18. p. 208.
5. Oliynyk O., Telyma S., Kalugin Yu.&Oliynyk E. (2022) *Modeling and calculations of parameters of joint treatment of organic contaminations (OC) and nitrogen (N) compounds in bioreactors with using of the fixed biocenosis (biofilm)*. Ecological safety and natural resources. p.82-96 (in Ukrainian).
6. Oliynyk O., Telyma S., KaluginYu. & Oliynyk E. (2023). *Theoretical analysis of the processes of the simultaneous wastewater treatment from the organic contaminants and nitrogen compounds using of the biofilm models*. Dopov. Nac. Acad. Nauk. Ukr. p.55-64 (in Ukrainian).

Уberman В. І., канд. техн. наук

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ЛОГІКО-ІНФОРМАЦІЙНА СТРУКТУРА ПРАВОВОГО РЕГУЛЮВАННЯ СКИДАННЯ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН В УКРАЇНІ ТА ЄС

Українська охорона поверхневих вод від забруднення, спричиненого скиданням (емісією) забруднювальних речовин (ЗР) з точкових джерел, головним еколого-правовим інструментом якої є нормативи гранично допустимих скидів (ГДС), наближається до зміни парадигми, яка існує понад 50 років. Ця зміна пов'язана з планованим переходом від давно застарілого регулювання скидання ЗР (РСЗР) за принципом «*emission – immission*» (*EIP*) 70-х років минулого століття до сучасного європейського «комбінованого підходу» (КП) [1]. Законодавчою підставою такого переходу буде Закон України «Про інтегроване запобігання та контроль промислового забруднення» [2], проект якого прийнято Верховною Радою України за основу і в цілому 16 липня 2024 року (№ 11355) і спрямовано на реалізацію Директиви ЄС [3]. У зв'язку з цим науковий інтерес становить порівняння логіко-функціональних структур чинного українського РСЗР з його європейським відповідником.

Структура і правові інструменти українського підінституту РСЗР. Ефективним методичним засобом дослідження загальної побудови українського РСЗР, яке ґрунтується на *EIP*, може слугувати аналіз усього ланцюга еколого-правового впливу законодавчих вимог та його головних інструментальних ланок на лімітування скидання ЗР у поверхневі води з точкових стаціонарних техногенних джерел. Детальні вимоги до інструментального складу українського РСЗР з точкових техногенних джерел у поверхневі води містяться у підзаконних нормативно-правових актах (ПНПА) водного законодавства та в рекомендаційному документі [4]. Крім того, структура та взаємодія інструментів РСЗР визначаються багатьма джерелами законодавств, пов'язаних з водним.

На підставі аналізу згаданих джерел автором розроблено модельну структуру правового механізму українського РСЗР, яка наведена на рис. 1. Нормативи та інші інструменти РСЗР зображено у складі узагальненої функціональної структури ланцюга правового впливу на вміст та обсяги скидання ЗР зі зворотною водою одного водокористувача (техногенного джерела, установки). Слід зазначити, що каскадні або

множинні скиди можна не досліджувати через невідповідність законодавству т. зв. «басейнового принципу» розрахунку ГДС, що виявлено у статтях автора [5, 6]. Водний об'єкт, який слугує для спеціального водокористування, умовно розглядається в модельній структурі складеним з трьох ділянок: *ділянка використання води*, матеріальна ланка (МЛ) 1, з якої здійснюється забір води для потреб водокористувача; *ділянка змішування*, яка включає фоновий створ де визначається якість забраної води, зону змішування (ЗЗ) зворотної води з приймальною водою, обмежену контрольним створом (КС), де визначається відповідність змішаної води встановленим вимогам ГДК або українського ЕНЯВ (екологічний норматив якості води); *ділянка впливу*, матеріальна ланка МЛ 2 – масив води, де може здійснюватися діяльність інших водокористувачів. ЗЗ характеризується своїми екологічними властивостями: асиміляційною спроможністю (АС) та самоочисною здатністю (СЗ). Ділянка МЛ 2 характеризується нормативом ГДК, який надається інформаційною ланкою (ІЛ) 7, та/або екологічним нормативом якості води (ЕНЯВ) [6, ст. 35, ст. 37], який надається ІЛ 8. Водокористувач отримує воду з розглянутого об'єкта (МЛ 3) або з інших джерел (МЛ 12), а вода використовується ним на виробничі (технологічні) та інші потреби. Використана вода (МЛ 4) надходить на очисні споруди, а звідти (МЛ 5) скидається у ЗЗ водного об'єкта. Інформація про фоновий вміст ЗР та характеристики ЗЗ від ІЛ 6, ІЛ 6-1, ІЛ 6-2 разом з інформацією з ІЛ 7 та ІЛ 8 надходить до *регулятора*: у його розрахункову частину або у математичну «модель» для визначення регульовального впливу (ІЛ 9) на очисні споруди, які забезпечують дотримання ГДС при скиданні ЗР. Регулятор має фіксований набір методів очищення, а ті з них, що на вимогу чи на запит, зроблений за ланкою ІЛ 11, можуть забезпечити технологічну реалізацію (або дотримання) нормативу ГДС, обираються за ланкою МЛ 10 для практичного здійснення регульовального впливу на ЗЗ через очисні споруди.

З погляду загальної теорії управління логіко-функціональна структура (рис. 1) нормативного впливу на скидання ЗР одного водокористувача шляхом визначення та реалізації нормативів ГДС базується на фіксованому наборі регульовальних інструментів (засобів), які використовуються у замкненому контурі зі зворотним зв'язком через розрахунок, що виконується шляхом використання моделі об'єкта управління тобто ЗЗ.

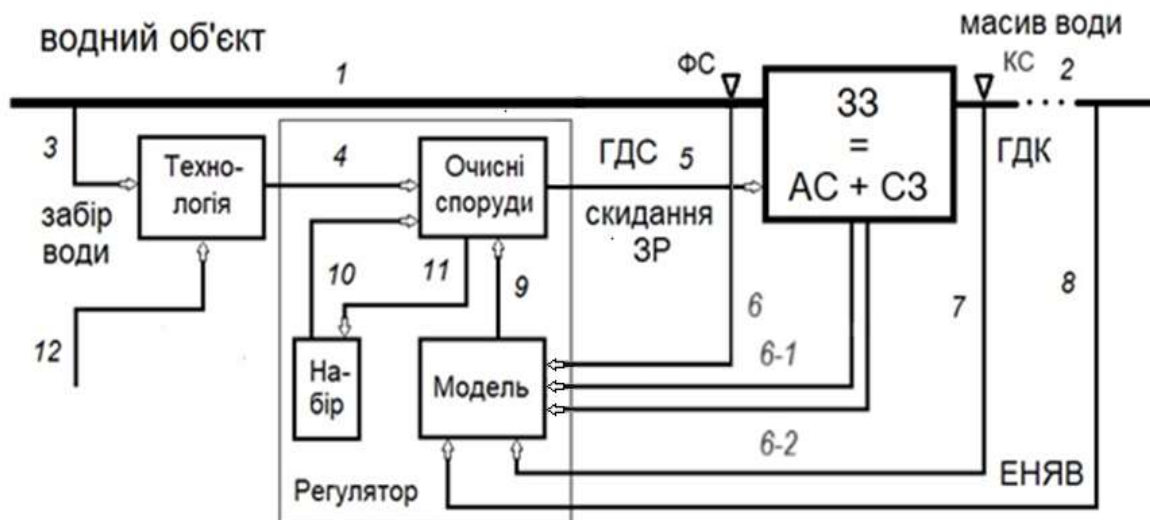


Рисунок 1 – Функціональна матеріально-інформаційна структура ланцюга регульовального впливу українського РСЗР, за ст. 1, ст. 35–38 ВКУ та за ПНПА щодо ГДС (пояснення в тексті).

Структура і правові інструменти європейського підінституту РСЗР. Головні вимоги до європейського РСЗР, яке отримало законодавчу назву «комбінований підхід для точкових та дифузних джерел» (КП), викладено у Водній рамковій директиві ЄС (ВРД) [8, ст. 10]. На підставі аналізу вимог ВРД та Директиви 2008/105/ЄС [9, ст. 3, ст. 4] (далі ДЕСЯВ), а також технічних керівних документів ЄС, автором розроблено модель інструментального складу ланцюга правового впливу європейського РСЗР, яка наведена на рис. 2 та узагальнена у таблиці. На ньому систему нормативів європейського РСЗР зображено у складі всієї функціональної структури ланцюга правового впливу на вміст та обсяги скидання ЗР зі зворотною водою одного водокористувача (техногенного джерела). КП здійснюється за вимогами ВРД [8, ст. 10(a)(b)] стосовно двох головних випадків, які на рис. 2 наведено у фрагментах, позначених літерами **А** і **Б**. Увесь фрагмент **А** є базовим, за яким у законодавстві ЄС регулюється скидання більшості ЗР. Літерою **Б** позначено фрагмент структури правового впливу, який додається до фрагмента **А** у випадку недосягнення ефекту регулювання за ціллю якості або за європейським ЕНЯВ, зокрема, щодо скидання речовин з категорії пріоритетних, наведених в списку у [9] (або у зміненому додатку X до [8]). У фрагменті **Б** використовується 33 як додатковий регульовальний засіб. Можливість створення варійованих за просторово-часовими характеристиками 33 як інструментів регулювання та вимоги до них визначено у [9, ст. 4]. Зазначене додавання (**А+Б**) є причиною виникнення прикметника «комбінований» у назві механізму європейського РСЗР. При цьому водний об'єкт, що слугує для надання водних послуг

з приймання речовин та РСЗР, як і на рис. 1 умовно розглядається складеним з трьох ділянок. Але ділянка змішування виокремлюється та обмежується КС не для усіх ЗР, а тільки для пріоритетних ЗР зі списку ДЕСЯВ [9]. Ділянка впливу МЛ 2 поширюється на увесь масив поверхневої води, який характеризується цілями якості (ЦЯ) для екологічного та хімічного станів. ЦЯ є вербальними характеристиками (класами) стану води, якими позначаються та яким відповідають класифікаційні показники, що серед іншого містять інтервали значень вмісту окремих ЗР у воді.

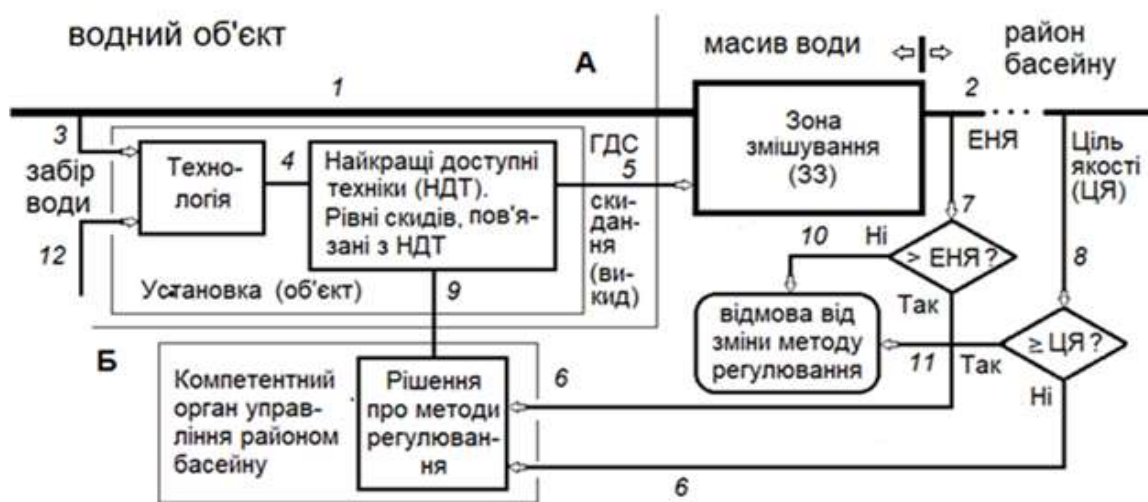


Рисунок 2 – Функціонально-інформаційна структура ланцюга регульовального впливу у європейському комбінованому підході до РСЗР (за ст. 10 ВРД, ст. 3 і ст. 4 ДЕСЯВ) (пояснення в тексті).

Матеріальні ланцюги 1, 3, 4, 5, 12 функціонально збігаються з такими самими на рис. 1. Якщо ЦЯ стосовно ЗР досягаються, що «визначається» за ІЛ 8, то на вимогу ч. 3 ст. 10 ВРД для такого випадку за ІЛ 11 відбувається відмова від зміни обраного методу регулювання, інакше здійснюється перехід за ІЛ 6 до більш жорсткого методу. Своєю чергою, якщо ЕНЯ стосовно пріоритетної ЗР зі списку ДЕСЯВ не перевищується, що «визначається» за ІЛ 7, то у такому випадку за ІЛ 10 виконується відмова від зміни обраного методу регулювання, інакше здійснюється перехід за ІЛ 6 до обрання більш жорсткого методу регулювання. Рішення щодо посилення методів регулювання приймаються компетентним органом управління району річкового басейну. Відмова є термінальним станом регулювання.

У фрагменті А на відміну від структури на рис. 1 нормативи ГДС не розраховуються за моделлю ЗЗ, а безпосередньо встановлюються відповідно до

значень, якими характеризуються найкращі доступні техніки (НДТ). Джерелами НДТ та їх характеристик для конкретних технологій виробництва та відповідного їм очищення стічної води слугують референтні документи ЄС. У переважній більшості випадків при відсутності у складі стічної води пріоритетних ЗР зі списку ДЕСЯВ фрагмент Б у ланцюзі правового впливу буде відсутнім.

Таблиця 1 – Склад інструментів європейського еколого-правового підінституту РСЗР

Види інструментів	Європейське РСЗР
Розімкнений підхід (Фрагмент А)	
Матеріальні екологічні	<p>Водний об'єкт:</p> <p>1. Ділянка відбору води з водного об'єкта або з його масиву.</p> <p>Водокористувальна установка (об'єкт регулювання):</p> <p>3. Забір та вода для використання, вище скиду.</p> <p>4. Вода, після використання на технологічні, господарські та ін. потреби.</p> <p>5. Зворотна вода, що містить ЗР та характеризується ГДС – нормативами скидання ЗР.</p> <p>Отримання води з інших джерел:</p> <p>12. Вода для використання з інших джерел / або вода для скидання від інших водокористувачів.</p>
Інформаційні екологічні	<p>Водокористувальна установка (об'єкт регулювання):</p> <p>Найкращі доступні техніки (НДТ). Рівні скидів ЗР, пов'язані з НДТ.</p> <p>Характеристики нормативів ГДС.</p> <p>Рішення про задовільність обраного методу регулювання за НДТ.</p>
Замкнений підхід (Фрагменти А+Б)	
Матеріальні екологічні	<p>Водний об'єкт:</p> <p>Масив води та район басейну</p> <p>33. Варійована за просторовою та часовою ознаками ділянка змішування зворотної та приймальної води.</p> <p>2. Ділянка впливу скиду (частина масиву води або району басейну).</p>
Інформаційні екологічні	<p>Компетентний орган управління районом водного басейну:</p> <p>9. Рішення про зміну обраного методу регулювання та про створення 33.</p> <p>7. Дотримання ЕНЯВ (для масиву води).</p> <p>8. Досягнення цілі якості (для масиву води або району басейну).</p> <p>6-1, 6-2. Характеристики 33.</p> <p>10. Відмова від зміни методу регулювання, якщо ЕНЯ не перевищується.</p> <p>8. Відмова від зміни методу регулювання, якщо цілі якості не досягається.</p> <p>6-1, 6-2. Необхідність зміни методу регулювання, якщо ЕНЯ перевищується або цілі якості не досягається.</p>

Отже, на відміну від українського РСЗР, з погляду загальної теорії управління європейський нормативний вплив на скидання ЗР одного водокористувача здійснюється найкращими доступними регульовальними засобами або відповідно до їх характеристик у розімкненому контурі (без зворотного зв'язку). Саме ця логіко-функціональна структурна відмінність (рис. 2) складу інструментів європейського

нормативного впливу на скидання ЗР одного водокористувача принципово відрізняє європейське РСЗР від українського. Додавання фрагмента **Б** у ланцюг правового впливу робить останній подібним до українського регулювання за замкненим контуром на рис. 1 у випадку скидання невеликої кількості пріоритетних, зокрема небезпечних, ЗР.

З наведеної структурної особливості випливають найзначніші відмінності головних правових інструментів європейського та українського РСЗР:

– для ЗР, які не є пріоритетними (і небезпечними) і не входять до списку у ДЕСЯВ, будь-які правові нормативи ГДК або ЕНЯ не потрібні;

– для ЗР, які є пріоритетними (і небезпечними) і входять до списку у ДЕСЯВ, в європейському РСЗР використовуються правові нормативи ЕНЯ (зміст яких наразі відрізняється від українського визначення у ст. 37 ВКУ).

Перша відмінність фактично викликає повернення українських ГДК до їх первісного законодавчого призначення за ст. 36 ВКУ, як інструментів визначення безпеки водокористування, і значно підвищує об'єктивність здійснення РСЗР. Крім того, першою відмінністю привертається увага до відсутності у сучасному українському водному законодавстві правової мети встановлення нормативів ГДС, визначеної у ч. 1 ст. 38 ВКУ: «екологічного нормативу якості води», вимоги до якого наведено у ст. 37 ВКУ. Слід зазначити, що такий український норматив принципово відрізняється від європейського «екологічного стандарту якості», визначеного у ст. 2(35) ВРД, який стосується «концентрації окремої ЗР» («*concentration of a particular pollutant*»), до чого приверталася увага у статті автора [10]. Друга відмінність вимагає створення в Україні власної або приєднання до європейської системи ЕНЯ води для ЗР, яка наразі відсутня, і внесення відповідних змін у водне законодавство.

Висновки

При граничному спрощенні можна стверджувати, що структурні відмінності українського і європейського механізмів РСЗР детерміновано еколого-політичними принципами й вимогами. Український *EIP* виходить із застарілого принципу найбільшого економічного (господарського) використання властивостей водного об'єкта: «норматив ГДС визначає найбільшу масову витрату ЗР, яка не зашкоджує подальшому водокористуванню у водному об'єкті з дотриманням нормативів ГДК на певній відстані від скиду». Європейський КП для більшості ЗР виходить з вимоги й дозволяє «скидання мінімально можливого вмісту ЗР у зворотній воді, тобто такого, який утворюється НДТ». Для категорії пріоритетних ЗР при відсутності ефективних сучасних НДТ, які позбавляють від скидання таких ЗР з установки, дозволяється

використовувати *EIP* без порушення європейських ЕНЯВ на певній ділянці біля джерела скидання та за жорстких вимог до такої ділянки. Важливим і невідкладним заходом є впровадження європейських ЕНЯ води за окремими ЗР в українське водне законодавство.

Література

1. Уberman В. І. (2021). Порівняльна характеристика європейського й українського правових механізмів регулювання скидання забруднювальних речовин. *Вісник НТУУ "КПІ" Політологія. Соціологія. Право*. Вип. 4(52). С. 83–93. DOI: [https://doi.org/10.20535/2308-5053.2021.4\(52\).248149](https://doi.org/10.20535/2308-5053.2021.4(52).248149) (дата звернення: 13.08.2024).
2. Проект Закону про інтегроване запобігання та контроль промислового забруднення. Верховна Рада України. Законопроекти. Офіційний сайт. URL: <https://itd.rada.gov.ua/billInfo/Bills/Card/44464> (дата звернення: 13.08.2024).
3. Директива 2010/75/ЄС Європейського Парламенту та Ради про промислові викиди (комплексне запобігання і контроль забруднень) (переглянута). URL: https://www.kmu.gov.ua/storage/app/sites/1/55-GOEEI/%202010_75_%D0%84%D0%A1.pdf (дата звернення: 13.08.2024).
4. Методичні рекомендації з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України від 5 березня 2021 року № 173. URL: <https://mepr.gov.ua/files/docs/nakazy/2021/173%20%D0%BD.pdf> (дата звернення: 13.08.2024).
5. Уberman В. (2023). Відповідність екологічному законодавству басейнового регулювання скидання забруднювальних речовин. *Law. State. Technology*, 4, С. 23–31. DOI: <https://doi.org/10.32782/LST/2023-4-4> (дата звернення: 13.08.2024).
6. Уberman В. (2023). Правові особливості спільного регулювання скидання забруднювальних речовин. *Науковий вісник Ужгородського Національного Університету. Сер. Право*. Вип. 80. Ч. 1. С. 391–397. DOI <https://doi.org/10.24144/2307-3322.2023.80.1.58> (дата звернення: 13.08.2024).
7. Водний кодекс України. *ВВР України*. 1995. № 24. Ст. 189. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text> (дата звернення: 13.08.2024).
8. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради "Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики" від 23 жовтня 2000 року. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text (дата звернення: 13.08.2024).

9. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008, on environmental quality standards in the field of water policy. URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj> (дата звернення: 13.08.2024).
10. Уberman В. І. (2020). Еколого-правові особливості європейських та українських критеріїв хімічної якості води. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: юридичні науки*. Т. 31(70). № 4. С. 76–83. DOI <https://doi.org/10.32838/1606-3716/2020.4/13> . (дата звернення: 13.08.2024).

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.;

Проскурнін О. А., д-р техн. наук, ст. наук. співр.

НДУ «Український НДІ екологічних проблем», м. Харків, Україна

Василенко С. Л., д-р техн. наук

КП «Харківводоканал», м. Харків, Україна

Кирпичова І. В., канд. біол. наук, доц.

Березенко Е. С., ст. викладач

ДЗ «Луганський національний університет імені Тараса Шевченка»

ІМОВІРНІСНА ОЦІНКА ПЕРЕВИЩЕННЯ КРИТИЧНОГО ЗНАЧЕННЯ БІОГЕННИХ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОДИ У ЗОНІ ВПЛИВУ СКИДАННЯ СТИЧНИХ ВОД

Проблема антропогенного забруднення водних об'єктів (ВО), зокрема, водойм (озер, водосховищ, ставків тощо), стоїть гостро у всіх економічно розвинених країнах. Одним із можливих наслідків забруднення є евтрофування водойм – насичення їх біогенними елементами, що призводить до зростання біологічної продуктивності. Внаслідок евтрофування відбувається розвиток синьо-зелених водоростей. Вода стає непридатною для пиття (неприємний смак, запах) та рекреаційного використання (купання та риболовлі). Вода, яка насичена продуктами метаболізму водоростей, стає алергенною та токсичною. Метаболіти синьо-зелених викликають різні захворювання у риб та теплокровних тварин. Це ускладнює ситуацію щодо запасів чистої води та її використання людиною, а також сприяє зростанню захворюваності [1, 2] .

Одним з основних антропогенних факторів евтрофування є надходження у водоймища біогенних елементів (передусім, фосфатів та азотовмісних речовин) зі стічними водами (СВ) комунальних, промислових та сільськогосподарських підприємств. Згідно як з європейським законодавством, так і з українським, для підприємств-водокористувачів розробляються та затверджуються нормативи водовідведення – гранично допустимі скидання (ГДС) забруднюючих речовин, що надходять до ВО зі СВ. Метою встановлення даних нормативів є збереження та відновлення водних ресурсів через недопущення забрудненості природної води вище за встановлений допустимий рівень. Однак висновок про допустиму забрудненість водойм робиться виходячи з хімічного складу води за санітарними показниками [3]. А

проведення аналізу загрози виникнення евтрофування водоприймача СВ існуюча методологія встановлення ГДС речовин не передбачає. Особливо гостро ця проблема стоїть для водойм, що використовуються як джерела питної води.

Мінімальний вміст біогенних речовин у воді, при якому відсутня загроза початку процесу евтрофування, є властивістю конкретної водойми. Для його визначення розроблені різні математичні моделі, зокрема, що наведена у роботі [4]. Однак подібні моделі включають велику кількість параметрів, ідентифікація яких являє собою складний наукомісткий процес. Як спрощення, для розв'язання цієї задачі можна скористатися екологічними нормативами, що містяться у Методиці екологічної оцінки водних об'єктів за відповідними критеріями [5] (далі – Методика). Згідно до неї, природній воді за кожним показником присвоюється категорія якості від 1 до 7. (1 – найкраща якість, 7 – найгірша.) Вода вважається, згідно Методики, «евтрофованою» при категорії якості, починаючи з 3-ї. Критичні концентрації біогенних речовин $C_{кр}$, відповідні даної категорії, наведені у табл. 1.

Таблиця 1 – Критичні (мінімальні) концентрації біогенних речовин, що відповідають 3-й категорії якості води згідно з Методикою [5]

Забруднююча речовина	Критична концентрація, мг/дм ³ , $C_{кр}$
Нітрати	0,31
Нітрити	0,046
Азот амонійний	2,26
Фосфати	0,16

Загрозу початку евтрофування бачиться доцільним визначати виходячи з ймовірності перевищення у воді величини $C_{кр}$. У цьому випадку концентрації речовин у СВ та фонові концентрації у водоймищі розглядаються як випадкові величини. Концентрація речовини у контрольній точці (КТ) водоприймача у також буде випадковою величиною як комбінація випадкових величин. Тому для визначення ймовірності перевищення нею величини $C_{кр}$ необхідно побудувати функцію імовірнісного розподілу величини u .

Як спрощення, передбачається, що імовірнісний розподіл концентрацій речовин у воді підпорядкований нормальному закону. Виправданість цього припущення базується на центральній граничній теоремі, а також на тому факті, що на вміст забруднюючих речовин у СВ та на фонову забрудненість водоприймача впливає велика кількість приблизно рівноважних факторів.

Згідно [6], параметри імовірнісного розподілу концентрації біогенної речовини у КТ – математичне очікування та середньоквадратичне відхилення – дорівнюють відповідно:

$$\langle y \rangle = \frac{1}{n} \cdot \langle C \rangle + \frac{n-1}{n} \cdot \langle F \rangle \quad (1)$$

та

$$\sigma_y = \sqrt{\frac{1}{n^2} \cdot \sigma_C^2 + \left(\frac{n-1}{n}\right)^2 \cdot \sigma_F^2} \quad (2)$$

де $\langle \rangle$ – позначення математичного очікування; σ – позначення середньоквадратичного відхилення; C , F – концентрація біогенної речовини відповідно у ЗВ та у фоновому створі водоймища; n – кратність розбавлення СВ.

Таким чином, ймовірність неперевищення критичного значення концентрації біогенної речовини у КТ дорівнює:

$$P(y \leq C_{кр}) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_y} \cdot \int_{-\infty}^{C_{кр}} \exp\left(-\frac{(t - \langle y \rangle)^2}{2\sigma_y^2}\right) dt \quad (3)$$

Був зроблений демонстраційний розрахунок для Краснопавлівського водосховища у зоні дії скидання СВ підприємства-водокористувача Комплекс водопідготовки (КВ) «Дніпро» у складі КП «Харківводоканал» [7]. Одночасно водосховище є джерелом питної води для м. Харкова. У 2020 році для підприємства були розраховані нормативи ГДС забруднюючих речовин, що надходять із промивними водами.

Таблиця 2 – Результат розрахунку ГДС біогенних речовин (мг/дм³)

Показник	Нітрати	Нітроти	Азот амонійний	Фосфати
Краснопавлівське водосховище				
Середня фоновая концентрація	0,62	0,015	0,19	0,11
Середньоквадратичне відхилення	0,32	0,03	0,06	0,06
Стічні води КВ «Дніпро»				
Середнє значення	1,04	0,021	0,17	0,09
Середньоквадратичне відхилення	0,56	0,01	0,07	0,04
Результат розрахунку				
Допустима концентрація у ЗВ	1,04	0,021	0,17	0,09
Концентрація у КТ за умови досягнення ГДС	0,654	0,015	0,188	0,108

ГДК	45	3,3	2	3,5
-----	----	-----	---	-----

Розрахунок виконувався за результатами спостережень у період з 2017 р. по 2019 р. Результат статистичної обробки вихідних даних, а також результат розрахунку допустимих концентрацій наведено у табл. 2.

Як видно з табл. 2, для всіх біогенних речовин за допустиму концентрацію прийнята фактична, яка забезпечує неперевикнення ГДК речовин в КТ водойми. Однак, як було зазначено вище, залишається відкритим питання щодо загрози евтрофування Краснопавлівського водосховища.

На рис. 1 наведено графік функції імовірнісного розподілу концентрації нітритів у КТ.

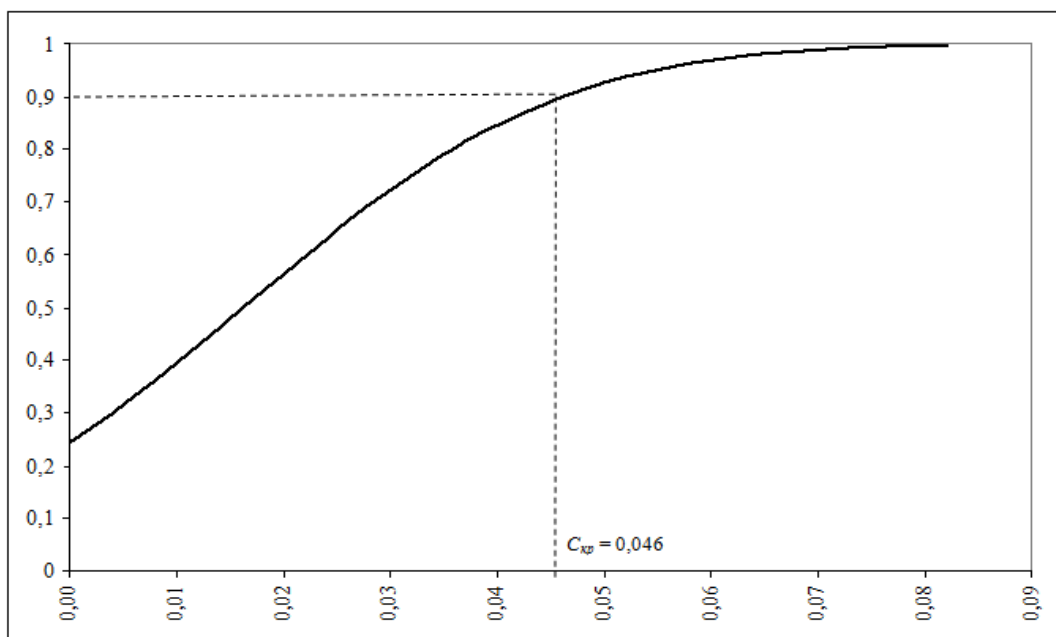


Рисунок 1 – Функція імовірнісного розподілу концентрації нітритів у КТ Краснопавлівського водосховища

Як видно з графіку, ймовірність неперевикнення критичного значення нітритів дорівнює 0,90, що можливо вважати високою. Аналогічні розрахунки були проведені і для інших біогенних речовин. Імовірності неперевикнення критичних значень азоту амонійного, нітратів та фосфатів дорівнюють відповідно: 1,00, 0,10, 0,88. Таким чином, концентрація нітратів у КТ Краснопавлівського водосховища з погляду загрози евтрофування досить висока, що спричинено фоновим перевищенням критичної концентрації $C_{кр}$, а також забрудненням водоймища стічними водами. Оскільки законодавча база обмеження надходження біогенних забруднюючих речовин із СВ із позиції можливої евтрофування на даний час відсутня, підприємству необхідно проводити підвищений контроль за екологічним станом водосховища у зоні впливу скидання СВ

Висновок

У статті обґрунтовано, що для забезпечення екологічної безпеки скидання СВ у водоймища необхідно проводити аналіз впливу скидів на екологічний стан водоприймача з позиції можливої евтрофування. Запропоновано механізм такої оцінки, що враховує імовірнісні фактори формування якості води. Розрахунок для Краснопавлівського водосховища, яке є одночасно і водоприймачем СВ підприємства КВ «Дніпро», і джерелом питного водопостачання, показав високу ймовірність перевищення критичного значення нітратів у воді водойми, що може призвести до початку евтрофування. Розглянутий приклад демонструє недосконалість діючої методичної бази призначення допустимих концентрацій речовин у СВ, яка не враховує загрози евтрофування водойм.

В загальному випадку, для забезпечення екологічної безпеки скидання СВ у водоймища необхідно:

1) удосконалити методологію розрахунку ГДС у плані визначення допустимого складу СВ, при якому загроза початку процесу евтрофування у водоприймачі буде мінімальною;

2) для водойм, що використовуються як джерело питного водопостачання, за наявності фінансових ресурсів методом математичного моделювання визначати критичні концентрації біогенних речовин, при яких можливе евтрофування.

Література

3. Проскурнін О.А., Гуленко О.Б., Громова І.Ю., Печений В.Л. Основні методологічні проблеми нормування скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами. *Екологічна безпека та технології захисту довкілля*. 2023. №5. С. 37-43.
4. Melechin A.V., Davydov D.A., Shalygin S.S., Borovichev E.A. Open information system on biodiversity cyan prokaryotes and lichens CRIS // Bull. MOIP. department of Biology, 2013. Vol. 118. N. 6. P. 51-56.
5. Методичні рекомендації з розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти із зворотними водами (Затв. Указом № 173 Міндовкілля 05.03.2021 р) // <https://mepr.gov.ua/documents/3331.html> (дата звернення 23.08.2024.)
6. Yu. S. Tuchkovenko, O.A. Tuchkovenko. The model of eutrophication of marine and estuarine ecosystems in the northwest black sea region. *Ukrainian hydrometeorological journal*. 2018. Issue 21, P. 75-89.

7. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В.Д. та ін. Київ: Символ–Т, 1998. 28 с.
8. Проскурнін О.А., Цапко Н.С., Василенко С.Л. Аналіз впливу скидання стічних вод у водоймище на екологічний стан водоприймача з позиції можливого його евтрофування. *Екологічна безпека та технології захисту довкілля*. 2023. №4. С. 28-35.
9. Проект гранично-допустимого скидання (ГДС) забруднюючих речовин із зворотними водами Комунального підприємства "Харківводоканал": звіт про НДР УКРНДІЕП. Харків: УКРНДІЕП. 2020. 82с.

УДК 631.42:631.95

Цапко Ю. Л., д-р біол. наук;

Паламарь Н. Ю., наук. співр.,

Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського». Харків.

Цапко Н. С., канд. техн. наук, доц.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ДОСВІД ВИРОЩУВАННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИХ КУЛЬТУР НА МІЛІТАРНО ЗРУЙНОВАНОМУ ҐРУНТІ ЗА НЕСПРИЯТЛИВИХ ПОГОДНИХ УМОВ

Жахлива війна розв'язана російською федерацією на території України не припиняється біля двох з половиною років внаслідок чого швидко розвивається мілітарна деградація ґрунтів. Війна згубно впливає на біосферу, літосферу, гідросферу та атмосферу Землі та швидкими темпами наближує Планету до кліматичного апокаліпсису. Незважаючи на ці об'єктивні реалії процеси ґрунтоґенезу не зупиняються ні на мить. Тільки ґрунтам, як основі розвинутого життя на Земній кулі, відведена роль саме того «локомотиву», який незважаючи на форсмажорні катаклізми здатний, забезпечувати рослини поживними речовинами, водою, повітрям та теплом, простором для зростання коріння, та загалом створювати матеріальну основу для розвитку та зростання. Втім процеси ремедіації (лікування) ґрунтів будуть більш ефективними якщо ними управляти за науково обґрунтованими настановами та рекомендаціями.

З іншого боку, глобальна зміна клімату, стала однією з найнагальніших екологічних проблем, до вирішення якої прикута увага всього людства. Її наслідками є небезпечні погодні катаклізми, такі як паводки, повені, сильні вітри, зливи і дощі, град, посухи, що призводять до значних екологічних та економічних збитків у всьому світі. Збереження і відтворення родючості кислих ґрунтів, в умовах сучасної нестабільності клімату, вимагає проведення агроеліоративних заходів, які повинні базуватися на передових досягненнях вітчизняної та закордонної агрономічної та екологічної науки.

Отже, наразі значним дестабілізуючим фактором здоров'я ґрунтів виступає військове вторгнення російської федерації на територію України. Ведення активних бойових дій спричиняє широкомасштабну та довготривалу деградацію навколишнього середовища. Досвід країн, на території яких велись чи ведуться військові дії, свідчить про їх значний вплив на всі компоненти природного середовища, зокрема і на стійкість

ґрунтів до забруднень, спричинених бойовими діями. Це унеможлиблює ведення господарської діяльності на відповідних територіях протягом багатьох років після завершення масштабної війни.

Воєнна агресія РФ на території України призвела до руйнації ґрунтового покриву з притаманними йому високопродуктивними та еколого-відновлювальними функціями, до масових порушень його гумусового родючого шару, отруєння, захаращення та вивертання на поверхню безплідних порід. Станом на 15.11.2023 року загальна сума збитків орієнтовно складає близько 38,7 млрд доларів США [1, 2].

За підрахунками Української природної зони площа ризикового сільського господарства в Україні, в межах якої не було можливості провести посівну кампанію складає 202600 км², що становить близько 34 % усієї площі суходолу України. [3].

Враховуючи той факт, що значні площі високопродуктивних чорноземних ґрунтів захоплені агресором або зазнали пошкоджень в результаті збройної агресії російської федерації використання малопродуктивних ґрунтів, насамперед ґрунтів із зрушеним кислотно-лужним балансом у кислотний бік, на територіях підконтрольних Україні дозволить вирішити нагальні для держави питання продовольчої, енергетичної, екологічної та, в певній мірі, оборонної безпеки. Екологічна небезпека функціонування кислих ґрунтів часто пов'язана зі збідненням їх на рухомі поживні елементи, які стають дефіцитними для рослин і тварин. Особливо відчувається дефіцит такого важливого органогенного елемента, як кальцій. Підвищена кислотність ґрунтів супроводжується зниженням ефективності застосування добрив, яка у 1,5-2,0 рази нижча, ніж на ґрунтах з нейтральною реакцією середовища. Погіршення якісних характеристик ґрунтів неодмінно знижує врожайність сільськогосподарських культур. Внаслідок цього у ґрунті накопичується значно менше органічної речовини і, в першу чергу, детриту. Якщо не зупинити цей негативний процес, то він обумовить ще більш низьку продуктивність ґрунтів, що сприятиме подальшій деградації ґрунту. Деградаційні ґрунтові процеси зменшують продуктивну здатність кислих ґрунтів, негативно впливають на їх стійкість і здатність виконувати екосистемні функції [4].

Враховуючи широке розповсюдження кислих ґрунтів як у світі, бо вони займають біля 27% світових земельних ресурсів, і майже третю частину земель в Україні, стає зрозумілим важливість екологічної і соціальної значимості застосування агрозаходів з підвищення їх родючості та запобігання деградації.

Відома теза «ґрунт і вода джерело життя» набуває актуальності швидкими темпами. Якщо аргументації про роль ґрунтів в цьому контексті нами детально описано вище, то ситуація із забезпеченням водою агровиробництва достатньо

напружена. Україна, за класифікацією ЮНЕСКО відноситься до малозабезпечених водою країн. Вона по забезпеченню водою займає передостаннє місце в Європі, та 111 місце серед 160 країн у світі. Тому-то в Україні за радянських часів було побудовано меліоративні системи на площі 5,9 млн. га, в тому числі зрошувальні на площі – 2,6 та осушувальні на площі – 3,3 млн. га. Ці землі концептуально розглядалися як джерело забезпечення сталого виробництва сільськогосподарської продукції і потрібно зазначити, що в ті часи, особливо у перші 20-25 років експлуатації побудованих систем вони цілком виконували цю функцію. Але ще перед широкомасштабним вторгненням російських рашистів в Україну, внаслідок ряду об'єктивних чинників організаційного, екологічного, технічного та технологічного характеру, розпаювання землі та майна колективних сільськогосподарських підприємств без врахування особливостей меліорованих земель, їх значення як страхового фонду держави практично було знівельовано. Незадовільний технічний стан меліоративних систем у поєднанні з порушенням технологій вирощування сільськогосподарських культур, структури посівних площ, низьким рівнем ресурсного забезпечення, практично повним припиненням робіт з хімічної меліорації ґрунтів призвели до різкого погіршення стану використання меліорованих земель, до зниження врожайності сільськогосподарських культур та обсягів виробництва сільськогосподарської продукції.

Отже зрозумілим є те, що ще до початку війни кислі ґрунти були проблемними. Результати, що наведені в Національній доповіді про стан родючості ґрунтів України [5] зазначено, що внаслідок інтенсивної декальцинації, яка проявляється у зниженні вмісту в ґрунтах кальцію та магнію і зменшенні катіонної ємності, відбувається постійне підкислення ґрунтів. Збільшуються площі слабо-, середньо- та сильнокислих ґрунтів, у той час як територія сільськогосподарських угідь з нейтральною реакцією ґрунтового розчину зменшується. Особливо інтенсивне підкислення ґрунтів спостерігається в Поліссі, де підвищена кислотність ґрунтів зумовлена їх генетичною природою.

Жахлива війна розв'язана російською федерацією на території України з 24 лютого 2022 року не припиняється майже два з половиною роки. Забруднення атмосфери внаслідок масштабних пожеж, які призвели до великих втрат цінних природних ресурсів, виділенню в атмосферу різноманітних газів, включаючи двоокис вуглецю, безумовно чинить тиск на клімат, через створення – парникового ефекту та кислотних опадів. Побудова фортифікаційних споруд (бліндажів, окопів, насипів та штучних підвищень), глибокі вирви від бомбардувань, артилерійських та мінометних обстрілів порушили цілісність ґрунтового покриву (подекуди майже суцільну) через що,

зруйновано структуру укладення материнських і навіть підстилаючих порід, шляхом перевертання на поверхню ґрунтів та перемішуванням генетичних горизонтів. Пересування сухопутної військової техніки безпосередньо по полям, її ураження та пошкодження, падіння літаків, гелікоптерів та різновидів безпілотних літальних апаратів супроводжується забрудненням ґрунтів паливо-мастильними матеріалами, підсилює просочення нафтопродуктів та іншої рідини (солярки, бензину, мастил, кислот та лугів тощо) на значні глибини в ґрунтах. В результаті таких мілітарних руйнувань ґрунтогенез суттєво гальмується, а для відновлення родючості пошкоджених ґрунтів необхідно застосувати заходи з ремедіації, тобто лікування ґрунтів [6].

Мілітарно деградовані ґрунти підлягають ремедіації та рекультивації тільки після детального обстеження території на наявність мін та нерозірваних боєзарядів. Цей процес є найскладнішим і найтривалішим заходом, який без застосування спеціальної броньованої техніки, на деяких вщент зруйнованих ґрунтах може затягнутися на довгі роки. Крім того, необхідно застосувати відповідні заходи з активізації біологічного фактору ґрунтоутворення. Зосереджуємо увагу на те, що саме життєдіяльність біоти не дозволяє ні на долю секунди загальмувати ґрунтоутворний процес, який забезпечує розвиток та формування ґрунтів та ґрунтового покриву. Комплексне відновлення зруйнованих війною ґрунтів можна досягнути запровадженням «альтернативної енергетики» в сільськогосподарському виробництві, головним принципом якої, є реалізація концепції відновлюваної енергетики з отриманням значних обсягів біомаси шляхом вирощування енергетичних культур. Наприклад, міскантус гігантський (*miscanthus giganteus*) трав'яниста енергетична культура біомасу якої у вигляді тріски та пелет спалюють в твердопаливних котлах з метою отримання теплової та електричної енергії. Міскантус є вуглець секвестральною енергетичною культурою, яка більше абсорбує CO₂ з атмосферного повітря, ніж повертає до атмосфери при спалюванні. Тобто вирощування міскантусу сприяє нормалізації клімату [41].

У 2024 році нами було продовжено виконання досліджень змін фізичних, фізико-хімічних властивостей та ремедіаційної здатності мілітарно зруйнованого ґрунту при вирощуванні енергетичних культур, що були започатковані в 2023 р.

Перший виїзд на дослідні поля ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського» припав на третю декаду квітня 2024 року. Під час виконання польових робіт на дослідному полі і прилеглих територіях спостерігалися сприятливі погодні умови для ведення землеробської діяльності. Було відносно сухо так, що можна було проїхати на

легковому транспорті польовими дорогами по важкосуглинковому ґрунту. Вдень було сонячно і тепло 22-го квітня стовпчик термометра підіймався до плюсової температури біля 10-12 °С на 12-ту годину. Запланований обсяг робіт полягав у відборі посадкового матеріалу енергетичних культур міскантусу гігантського, сильфію пронизанолистого та сиди багаторічної. Зазначимо, що оптимальні терміни для таких польових робіт, перш за все, викопування та пересадка ризом міскантусу були наприкінці березня – початку квітня, але через бездоріжжя прийшлося виконувати ці роботи в більш пізні строки. У підсумку в перший виїзд нам вдалося пересадити розсаду енергетичних культур з основної плантації на поверхню вирви від фугасної російської авіабомби біля селища Новий Коротич. В перший виїзд погодні умови сприяли хорошій приживлюваності посадкового матеріалу. Треба розуміти, що загалом нашу роботу з закладання дослідної ділянки дуже влучно характеризує прислів'я «Весною для селянина – один день весь рік годує». Дійсно під час другого виїзду 5 травня 2024 р. температура повітря вдень сягала 20-25 °С, верхній шар ґрунту на дослідіх навпомацки вже був занадто сухий.

Вибух від важкої російської авіабомби утворив глибоку вирву, частини нижніх шарів ґрунту якої опинилися на поверхні і навпаки частина верхніх глибоко внизу, а загалом вся стратиграфія ґрунту була зіпсована повністю і про її відновлення не може бути й мови. Вирва утворилася на невеликому плато зі схилом з півдня на північ 1,5 – 2,0 градуси, а на схід доволі крутим спуском на 10-12 м до заплави мінливого та невеликого потічка, який влітку пересихає.

У даному ґрунті (чорнозем опідзолений) материнською породою є лес, а за допомогою закладеного нами ґрунтового розрізу встановлено, що по краям вирви вцілілий ґрунт на 25-35 см перекрито лесом або лесовою породою, тобто утворився похований лесом основний ґрунт.

Враховуючи форсмажорні обставини – продовження військових дій та невідомість, що очікувала нас науковців весною 2024 р. посадковий матеріал міскантусу висаджували в шість рядів від поверхні вирви і вниз в бік сходу з відстанню між рядами 65-70 см та шириною між кущами 45-55 см. Посадку здійснювали наступним чином – вузькою лопатою викопували лунку глибиною 20-25 см, яку повністю заливали водою і чекали повного всмоктування води. Підготовлену до посадки частину маточного куща Міскантусу, кореневу систему якого разом із ґрунтом також обприскали водою, висаджували в лунку та засипали тим ґрунтом, що викопали з лунки. Таким чином було закладено дослідну ділянку Міскантусу 3,5 x 5,2 м, або 18,2 м². Сильфій пронизанолистий висаджено у чотири ряди від поверхні вирви і вниз на в

бік сходу з відстанню між рядами 65-70 см та шириною між кущами 70-75 см.

Зазначимо, що станом на 18 червня 2024 р. більшість висаджених рослин Міскантусу гігантського та Сильфію пронизанолистого від 22.04.2024 р за сприятливих погодних умов, були в задовільному стані. Вони потягнулися до гори та мали насичений зелений колір листової поверхні. Так рослини міскантусу сягали в висоту 30-35 см, рослини сильфію 15-17 см. Інші рослини цих енергетичних культур, що були пересаджені 05.05.2024 р. затрималися в розвитку, були у поганому стані. Це відбулося через мізерну кількість опадів і відчутні повітряні суховії.

Несприятливі погодні умови цього року, які проявилися тривалим посушливим періодом з середини квітня по третю декаду травня, що через слабку кореневу систему енергетичних культур, на першому році їх зростання, вимусило нас провести періодичний полив із розрахунку для кожного поливу 10 л води на один квадратний метр. Всього було здійснено п'ять поливів, два у квітні та три в травні. Вчасне застосування цього потужного агроеліоративного заходу забезпечило збереження переважної кількості рослин Міскантусу на першому році зростання.

За нормальних погодних умов у лісостеповій зоні Харківщини протягом багатьох років середньомісячна кількість опадів становила 43 мм, втім за останні 10-15 років кліматичні зміни суттєво знизили цей показник. В цьому році на дослідному полі спостерігалася аномально жорстка спека, яка у негативному сенсі перевершила всі прогнози. Так за півроку вегетаційного періоду випало лише 94 мм опадів тоді як за нормальних погодних умов цей кліматичний показник становив не менше 258 мм. Найбільш спекотним виявився липень коли на фоні 2 мм опадів температура повітря впродовж 25 діб перевищувала 30 °С, з максимальним значенням протягом доби 35,9 °С. У серпні випало 15 мм опадів, а максимальна температура повітря сягала 29,9 °С.

Через спеку нами було прийнято рішення не зводити бур'яни, а використати їх як покривні рослини, що також працювало на приживлення енергетичних рослин. Фенологічні спостереження за рослинами проведені нами 12 серпня 2024 р. показали, що дев'ять рослин сильфію пронизанолистого на час обстеження пережили спеку, з них п'ять рослин непогано розвинуті, із яскраво зеленими листям, знаходилися у фазі цвітіння, і сягали заввишки 49 – 67 см. Інші були пригнічені висотою від 18 до 40 см. Вціліли й дванадцять кущів міскантусу, які були світло зеленими, з жовтизною і сягали у висоту від 55 до 112 см. Рослини міскантусу висаджені в травні 2024 року були сухими. Втім наш досвід свідчить, якщо коренева система вціліла то наступною весною міскантус може відродитися. Із семи висаджених рослин сіди багаторічної вижило лише дві рослини, зелені, у фазі бутонізації, заввишки 37 та 61 см.

Сподіваємося, що наша праця була не даремною і вже в наступному вегетаційному періоді ми зможемо отримувати повноцінні дані, які слугуватимуть зміцненню енергетичної незалежності України.

Література

1. Ґрунтові ресурси України: сучасний стан, деградація, охорона. URL: <https://agropolit.com/infographics/view/93> (дата звернення: 07.03.2024).
2. Стале відновлення та розвиток для сільського господарства: позиція. URL: pozytsia-ekoperehod-sg-u-vidbudovi-ekodiyu.pdf (дата звернення: 07.03.2024).
3. Майже третина українських полів може бути незасіяними або недоступними. URL: <https://uncg.org.ua/a-third-ua-crops> (дата звернення: 18.06.2024).
4. Цапко Ю. Л., Десятник К. О., Огородня А. І. Збалансоване використання та меліорація кислих ґрунтів: монографія. Харків : ПП «Стиль-Издат», 2018. 252 с.
5. Національна доповідь Про стан родючості ґрунтів України / за ред. С. А. Балюк, В. В. Медведєв, О. Г. Тараріко, В. О. Греков, А. Д. Балаєв. Київ. 2010. 112 с.
6. Забруднення земель внаслідок агресії росії проти України. URL: <https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2023/03/zabrudnennia-zemel-vid-rosii1.pdf> (дата звернення: 24.06.2024).
7. Цапко Ю. Л., Водяк Я. М., Зубковська В. В., Холодна А. С. Перспективи вирощування міскантусу гігантського для покращення екосистемних послуг чорнозему опідзоленого важкосуглинкового. Вісник аграрної науки. 2021. № 9. С. 48-54. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202109-07>

Чернявський І. Ю. канд. тех. наук, доц.;

Вовнянко Є. М. магістрант кафедри радіаційного хімічного біологічного захисту

ВІТВ НТУ «ХПІ», м. Харків, Україна

ОСОБЛИВОСТІ ВИЯВЛЕННЯ РАДІАЦІЙНОЇ ОБСТАНОВКИ ПІД ЧАС ЗАСТОСУВАННЯ ТАКТИЧНИХ ЯДЕРНИХ БОЄПРИПАСІВ

Основним завданням виявлення радіаційної обстановки (РО) при застосуванні ядерної зброї є отримання даних про радіаційно-небезпечні ділянки місцевості, які дозволяють своєчасно і цілеспрямовано привести в дію комплекс заходів щодо захисту військ і населення від впливу іонізуючого випромінювання. Найбільш небезпечні в радіаційному відношенні райони з наведеною активністю (НА) ґрунту утворюються в результаті низьких повітряних вибухів нейтронних боєприпасів (НБП), де на частку проникаючої радіації (ПР) припадає 50-80% потужності вибуху.

Основними відмінностями радіаційно-небезпечного району, який сформувався при застосуванні нейтронної зброї, від звичайних видів ядерних боєприпасів, є підвищена в 6-10 разів інтенсивність випромінювання "активаційних" радіонуклідів (^{56}Mn та ^{24}Na) і відсутність радіоактивного забруднення місцевості продуктами ядерного розпаду.

У той же час технічні комплекси (підсистема засічки ЯВ), які повинні бути головним джерелом отримання вихідних даних про параметри і координатах ЯВ в загальній системі виявлення радіаційної обстановки - в Україні відсутні; не існує ефективних військових методів засічки вибухів малих і надмалих калібрів нейтронних боєприпасів. З метою підвищення повноти виявлення та оцінки радіаційної обстановки при застосуванні противником ядерної зброї актуальним є розробка способу отримання найбільш повної та достовірної інформації про застосування даного типу ядерних боєприпасів з характерним спектром випромінювання радіонуклідів ^{56}Mn і ^{24}Na при використанні спектрометричних методів.

Таким чином, **метою роботи** є розробка способу виявлення просторово-часових характеристик радіаційно-небезпечної ділянки місцевості на основі аналізу властивостей уражаючих факторів нейтронних боєприпасів, а також методів спектрометрії іонізуючих випромінювань наведеної активності ґрунту.

Розроблений спосіб виявлення просторово-часових характеристик ділянки місцевості з наведеною активністю, відрізняється тим, що для визначення місця розташування радіаційно-небезпечного району та часу вибуху використовується спектр радіонуклідів, що утворилися в результаті активації ґрунту проникаючої радіації вибуху нейтронних боєприпасів.

Розроблений спосіб відноситься до області застосування методів виявлення та оцінки масштабів і наслідків застосування противником ядерної зброї, а саме до розробки способу виявлення просторово-часових характеристик радіаційно-небезпечних районів місцевості, що утворилися в результаті впливу проникаючої радіації вибуху нейтронних боєприпасів, заснованого на використанні спектрометричного методу.

Література

1. Чернявський І.Ю. Військова дозиметрія / І.Ю. Чернявський, В.В. Марущенко, І.М. Мартинюк. – Х.: ФВП НТУ “ХПІ”, 2011.– 472 с.;
2. Експлуатація джерел іонізуючого випромінювання, які використовуються у військах РХБ захисту: Методичні рекомендації./ І.Ю. Чернявський. – Х.: ФВП НТУ “ХПІ”, 2009.– 96 с.;
3. Справочник по ядерной физике: Пер. с англ.; под ред. акад. Л.А. Арцимовича. – М.: Физматгиз, 1963. – 632 с.

УДК 543.555: 574: 504.75

Шигимага В. О., д-р техн. наук, проф.;

Косуліна Н. Г., д-р техн. наук, проф.;

Чорна М. О., канд. техн. наук, доц.;

Ляшенко Г. А., канд. техн. наук, доц.;

Сухін В. В., ст. викладач;

Коршунов К. С., ст. викладач

Державний біотехнологічний університет, м. Харків, Україна

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ПРИРОДНИХ ВОД УКРАЇНИ ЗА ПРОВІДНІСТЮ

Серед численних фізико-хімічних методів аналізу добре відома і широко застосовується кондуктометрія – метод, що ґрунтується на вимірі електропровідності (провідності) рідких середовищ [1]. Давно вже стали стандартними додатки кондуктометрії в різних галузях науки і виробництва. Крім традиційного кондуктометричного аналізу у фізичній хімії, різноманітні модифікації цього методу використовуються в роботі аналізаторів детергентів у стічних водах, для визначення концентрації синтетичних добрив у зрошувальних системах, водопідготовки в енергетиці (АЕС, ТЕЦ) і т.п.

Вимірювання провідності дуже широко використовують також для аналізу якості води природних джерел [1, 2]. У природних водах, що містять переважно розчинні мінеральні сполуки (більшість поверхневих і артезіанських джерел), провідність є показником загальної концентрації неорганічних електролітів [1]. Оскільки провідність є інтегральним показником вмісту у воді різних розчинених речовин у вигляді іонів, то вимір цього параметра для природних вод дозволить оцінити як їх загальну мінералізацію, так і, на додаток до неї, загальну забрудненість розчиненими провідними домішками, здебільшого антропогенного походження [1, 2]. Природні води є основною рушійною силою багатьох глобальних біологічних, фізико-хімічних, геохімічних та геофізичних процесів на планеті. Звідси випливає необхідність дослідження фізичних властивостей природних вод, зокрема, провідності, яка набуває у зв'язку з цим особливого значення як параметр екологічного моніторингу довкілля людини, тварин і рослин, що розвиваються в сучасних умовах інтенсивного промислового та аграрного виробництва.

Однак, застосування традиційної кондуктометрії в ряді випадків обмежено тим, що напруженість електричного поля в цьому методі невисока (десятки В/см) і, головне, незмінна. На відміну від цього, як показано нашими недавніми дослідженнями, кондуктометрія в змінному за напруженістю імпульсному електричному полі (ІЕПЗН), надає більш широкі можливості, дозволяючи використовувати залежність провідності рідкого середовища від напруженості поля, яке по-різному прискорює різні види іонів [1]. У зв'язку з цим у цій роботі зроблено спробу застосування методу і апаратури кондуктометрії в ІЕПЗН, спочатку розроблені для біологічних клітин і рідких середовищ, з метою вимірювання провідності природної води різних джерел і визначення можливості їх екологічного моніторингу.

Практична частина роботи починалась з відбору проб води, природного джерела, в одноразові пробірки Еппендорфа на 1-2 мл з герметичною кришкою. Відразу після відбору проби кришку пробірки закривали для виключення контакту з повітрям та випаровування води. Вимірювання провідності природної води виконані методом та апаратурою кондуктометрії в ІЕПЗН з похибкою не більше 3,5% [2].

Блок-схема пристрою для вимірювання провідності води, включає наступні елементи: генератор прямокутного імпульсу (ГПІ) 1 із змінною амплітудою, мікроелектроди 2 (безкорпусна кондуктометрична комірка), декадний дільник з прецизійних резисторів 3, цифровий двоканальний запам'ятовуючий осцилограф 4 і стабілізований блок живлення 5. При вимірюванні мікроелектроди 2 занурені в краплю досліджуваної проби води і на них подається серія прямокутних, зростаючих по амплітуді із заданим кроком, імпульсів напруги. Первинні дані вимірювань (амплітуди імпульсних напруг ГПІ 1 і на резисторі 3) зняті за допомогою осцилографа 4 і далі оброблені по раніш запропонованому алгоритмі [2]. Отримані дані провідності природної води, залежно від напруженості електричного поля, нанесені на загальний графік для порівняння. Усі розрахунки, статистична обробка та побудова графіків проведена в середовищі Microsoft Office Excel 2002.

Отримані результати вимірювань провідності в ІЕПЗН природних вод представлені на рис. 1 та 2 на прикладі деяких річок України.

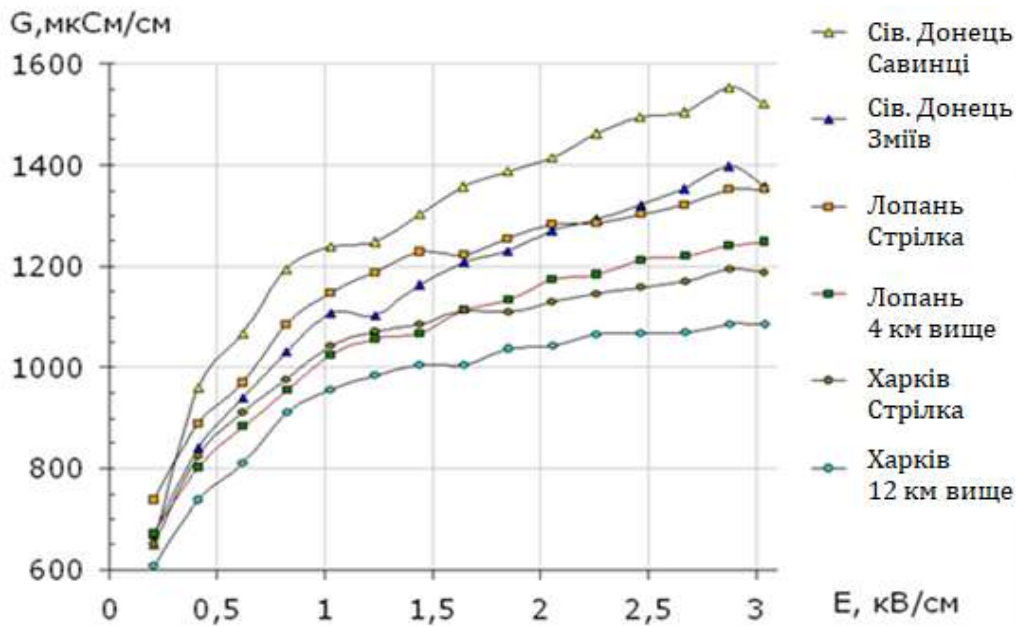


Рисунок. 1 – Провідність в ІЕПЗН води річок Харків, Лопань у межах м. Харкова та річки Сіверський Донець за 35 і 80 км від м. Харкова за течією

На рис. 1 представлені провідності води основних річок м. Харкова та області. Зразки води міських річок Харків та Лопань взяті з берега поблизу стрілки та вище за течією у межах міста для кожної річки в один час. По залежності провідності води річок Харків і Лопань (вище за течією провідність менша, нижче – більша) можна оцінити вплив екологічних умов великого міста навіть на порівняно невеликій ділянці течії, якщо врахувати, що тут розташовано кілька виходів міських зливових стоків у русло, підприємства, житлові квартири і, можливо, існують несанкціоновані водоскиди. Крім того, ця частина є центром м. Харкова з багатьма міськими магістралями із високою щільністю руху автотранспорту.

На рис. 1 також представлена провідність води річки Сіверський Донець, який несе в собі води Харкова та Лопані. Зразки води річки Сіверський Донець взято в р-ні м. Зміїв і нижче за течією – в р-ні м. Савинці за 35 і 80 км від м. Харкова відповідно. З отриманих залежностей провідності виходить, що річкові води встигають пройти деяке самоочищення, а нижче за течією Сіверського Донця провідність суттєво підвищена, оскільки вода пройшла ділянки, прилеглі до заплави, з розвиненим аграрним та промисловим виробництвом (великі тваринницькі комплекси, Зміївська ТЕС, Балаклійський цементний завод тощо).

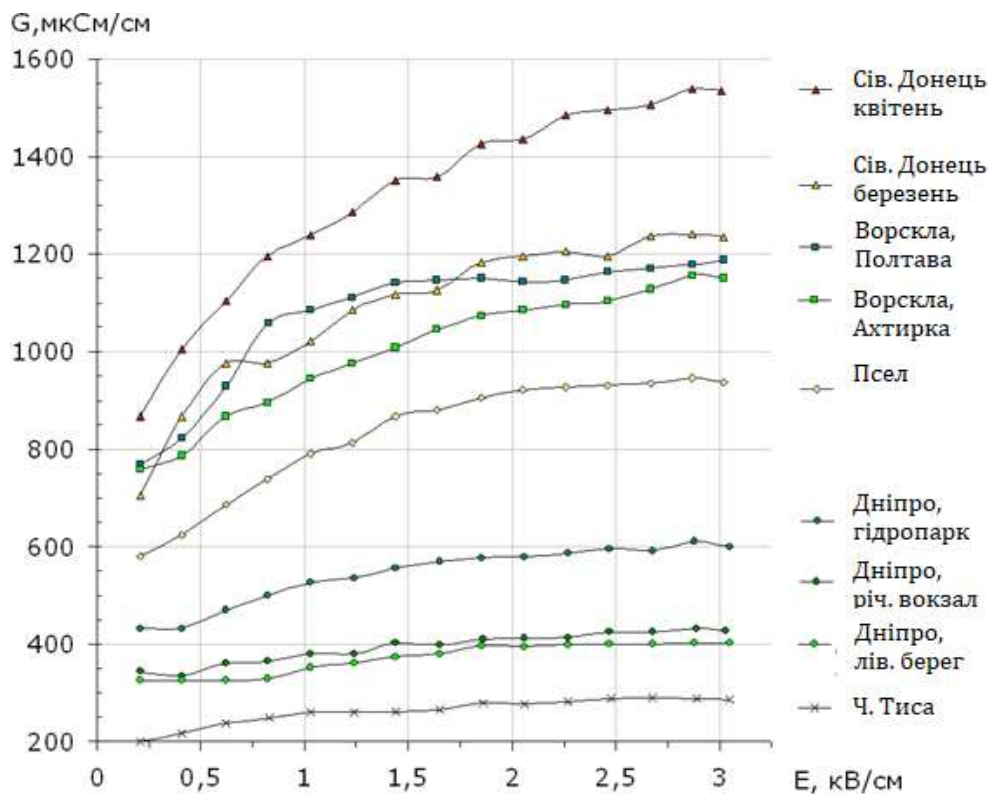


Рисунок 2 – Провідність в ІЕПЗН води деяких річок України

На рис. 2 представлені провідності води деяких річок України. Зразки води річки Сіверський Донець (35 км від м. Харкова за течією) досліджено у весняний період (березень-квітень). Великі значення провідності у квітні можна пояснити таненням снігу і відігрівом поверхні замерзлого ґрунту, що призводить до масового сходу повеневих вод, що несуть у річку Сіверський Донець різного роду розчинні провідні забруднення (іони) з поверхні ґрунту заплави та прилеглих вододілів. Дещо нижче розташовані залежності провідності води річки Ворскла, проби взяті в м. Полтаві (залізничний вокзал) і в р. Охтирки (75 км вище за течією). По суттєвому зростанню та зміні форми кривої провідності води р. Ворскла також можна оцінити вплив екологічних умов великого міста та прилеглих околиць. Нижче кривою для Ворскли лежить провідність води р. Псел в середній течії, наведена для порівняння. Ще нижче з великим відривом розташовані залежності провідності води р. Дніпро (м. Київ). Проби води взяті в р-ні Гідропарку, річкового вокзалу (правий берег) та пішохідного мосту (лівий берег, навпроти річкового вокзалу). Ці залежності дають можливість порівняти провідність води основного русла з прилеглими протоками, де течія уповільнена, у зв'язку з чим у воді можуть накопичуватися провідні домішки в основному антропогенного походження. Крім того, отримані дані про те, що провідність води р. Дніпро росте на 5-7% протягом близько 2,5 км від річкового вокзалу вниз за течією, де розташовано кілька виходів колекторів міських зливових стоків у русло.

Порівнюючи провідності води рік Харків, Лопань, Сіверський. Донець, Ворскла, Псел і Дніпро, за нахилом залежностей провідності можна побачити, що вода Дніпра значно "м'якше", тобто менш мінералізована (приблизно у 2...3,5 рази). Можливо, це пов'язано з об'ємом води, який переносить річка, геологічними особливостями ґрунтів русла і заплави, притоками, джерелами живлення тощо.

Найнижча на графіку рис. 2 – залежність провідності води річки Чорна Тиса (Закарпаття). Вода Чорної Тиси утворена гірськими потоками з джерел в екологічно чистій місцевості, де немає промислових об'єктів і великих міст, що пояснює невисоку провідність. Такі джерела води можуть бути використані як еталонні при дослідженні динаміки антропогенних забруднень будь-якої географічної місцевості.

Таким чином, вимірюючи провідність річкової води методом кондуктометрії в ІЕПЗН можна не лише відстежити динаміку сезонних процесів, встановити терміни самоочищення та стабілізації параметрів води, а й провести моніторинг антропогенних забруднень річок за течією, особливо поблизу об'єктів цивілізації.

Слід, проте, пам'ятати, що провідність води річки, згідно із законом Кольрауша, є сума провідностей внаслідок природної мінералізації і забрудненості провідними домішками, переважно антропогенного походження. Тому оцінити внесок забруднень у загальну провідність можна, порівнявши провідності річки вище і нижче за течією поблизу великого промислового міста або прилеглої до заплави місцевості з розвиненим агропромисловим виробництвом (див. рис. 1 і 2). До особливостей запропонованого методу можна віднести те, що в результатах вимірювань провідності води річки інтегрально відображається тільки сам факт присутності провідних забруднень додатково до природної мінералізації, що вже є. Щоб визначити склад і внесок кожного з іонів, необхідно застосувати диференціальний підхід, принцип якого описаний у роботах [3...7].

Вимірювання провідності методом та апаратурою кондуктометрії в ІЕПЗН перспективне також для екологічного моніторингу природних вод атмосфери (у вигляді опадів) [7]. Для цього необхідно попередньо перевести їх у рідку фазу шляхом конденсації (аерозолі, пар, дощ) або розморожування (сніг, град, іній).

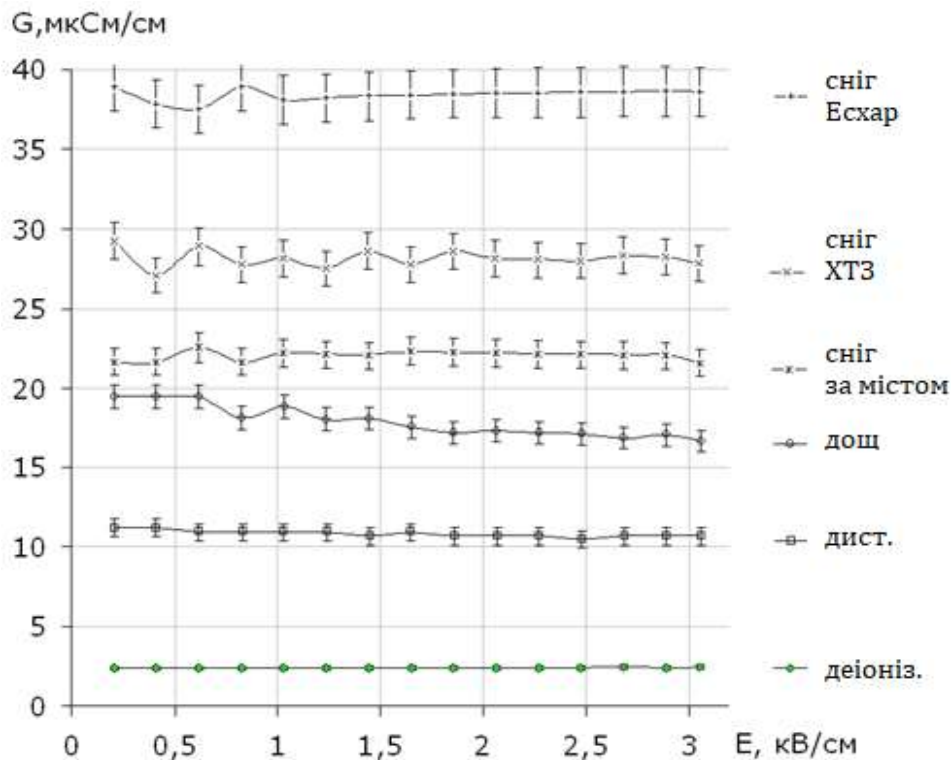


Рисунок 3 – Провідність в ІЕПЗН води зі снігу, взятого поблизу та осторонь промислових об'єктів, дощової води, дистилату одноразової перегонки та деіонізованої апірогенної води

На рис. 3 як приклад показані залежності провідності в ІЕПЗН води, отриманої шляхом конденсації або відтавання природних опадів атмосфери (сніг, дощ) у порівнянні зі штучно знесолоною водою (дистилат однократної перегонки) і деіонізованою апірогенною водою, отриманої методами зворотного осмосу, пропусканням через іонообмінні смоли та бактеріальні фільтри.

Проби снігу взяті у заплаві річки Сіверський. Донець (5 км від працюючої ТЕЦ-2 «Есхар», за течією), поблизу заводу ХТЗ та за межею м. Харкова (сmt. Куліничі). Порівнюючи залежності провідності води, отриманої із проб снігу, рис. 3, можна помітити, що середня провідність у всіх проб в 2-3 рази вище дистилату одноразової перегонки, хоча, як відомо, атмосферні опади утворюються за тим же принципом випаровування-конденсація, що і дистилат. Тому більш висока провідність води дощової та зі снігу може бути результатом поглинання промислових та/або міських викидів в атмосферу. Крім того, на кривих провідності природних опадів є невеликі локальні екстремуми, пов'язані з наявністю забруднюючих іонів, які по-різному прискорюються ІЕПЗН в залежності від заряду і маси. Це підтверджується порівнянням з провідністю деіонізованої апірогенної води, яка, як видно, є хорошим діелектриком, рис. 3.

Перспектива екологічного моніторингу природних вод, зокрема річок, щодо провідності в ІЕПЗН полягає в наступному. Можна розгорнути контрольну систему автоматичних постів (автономних станцій), наприклад, уздовж русла річки на передбачуваній проблемній ділянці течії та встановити конкретне джерело забруднення або оцінити загальну екологічну обстановку до та після проходження водами річки ділянки заплави з розвиненим агро- та промисловим виробництвом, або поблизу великої міста. Можна також організувати аналогічний екологічний моніторинг атмосферних опадів, причому, блок кондуктометрії в ІЕПЗН зручно розмістити у складі апаратури штатних наземних метеорологічних станцій або куль-метеозондів.

На закінчення слід зазначити, що завдяки апаратній простоті пристрій кондуктометрії в ІЕПЗН може легко інтегруватися у вже існуючі автоматизовані системи моніторингу гідросфери, доповнюючи одержувані з їх допомогою екологічні параметри природної води новими більш інформативними даними.

Таким чином, за допомогою методу та апаратури кондуктометрії в ІЕПЗН можна проводити оперативний екологічний моніторинг щодо провідності природних вод різного походження, отримувати додаткові відомості про їх фізичні властивості, які можна використовувати в господарській діяльності людини та оцінки її наслідків для біосфери.

Література

1. Мураєва О.О. Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт з дисципліни "Фізико-хімічні методи аналізу" / О.О.Мураєва, Т.Д. Панайотова, О.О. Безцінний. – Харків. – 2009. – 88 с.
2. Экология и охрана природы: Антропогенное загрязнение биосферы – URL: http://www.e-ng.ru/ekologiya_i_oxrana_prirody/antropogennoe_zagryaznenie_biosfery.html. Дата обращения: 19.04.16.
3. Шигимага В.А. Импульсный кондуктометр для биологических клеток и жидких сред / В.А. Шигимага // Измерительная техника. – 2012. – № 11. – С. 45-49.
4. Шигимага В.А. Импульсная кондуктометрия в изменяемом электрическом поле: перспективы развития измерений / В.А. Шигимага // Измерительная техника. – 2014. – № 10. – С. 65-69.
5. Shigimaga V.A. Conductometry in Pulsed Electric Field with Rising Strength: Bioelectrochemical Applications // Analytical and Bioanalytical Electrochemistry. – 2019. – V. 11. – N. 5. – P. 598 – 609.

6. Пат. У 2024 02806. Прилад для визначення інтегральної мінералізації природної води. Шигимага В. О., Косуліна Н. Г., Сорокін М. С., Чорна М. О., Сухін В. В., Коршунов К. С. Дата одержання 30.05.2024/ №6583/ЗУ/24

7. Пат. У 2024 01158. Спосіб визначення інтегральної мінералізації природної води. Шигимага В. О., Косуліна Н. Г., Чорна М. О., Сухін В. В., Коршунов К. С. Дата одержання 18.03.2024 № 3427/ЗУ/24

Юрченко А. І., зав. лаб.;

Полозенцева В. О., канд. техн. наук;

Юрченко О. А.

Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем», м. Харків, Україна

ВПЛИВ СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА НА ДОВКІЛЛЯ

Сільське господарство має дуже вагоме значення у забезпеченні людства продуктами харчування, але водночас негативно впливає на довкілля, спричиняючи порушення природної рівноваги та забруднення навколишнього середовища. За даними Національної академії аграрних наук України, показник розораності земель в Україні сягає в середньому 54%, а у деяких областях – 70% і більше, тоді як у країнах ЄС – 30–35%. Наслідком негативного впливу ведення сільськогосподарської діяльності на таких значних площах є: забруднення ґрунтів, ґрунтових і поверхневих вод залишками мінеральних добрив та засобів захисту рослин (ЗЗР), відходами тваринницьких ферм, а також виснаження, заболочення, ерозія, дегуміфікація, підкислення чи засолення ґрунтів тощо [1, 2].

Багатьма дослідженнями доведено забруднення дифузним стоком з сільгоспугідь як малих річок (наприклад, р. Тетерів), так і великих (р. Дніпро, р. Дунай). Так, за даними Ухань О. О. та Осадчої Н. М. [3], з дифузних джерел надходження емісія азоту та фосфору в межах басейну р. Тетерів розподіляється наступним чином: сільськогосподарські угіддя відповідальні за формування 29% та 37% відповідно від загального емісійного потоку. На другому місці – надходження від населення невідключеного до каналізації: 25% для азоту і 28% для фосфору. Вченими Строкаль В. П. та Ковпак А. В. [4] обґрунтовано характеристику вмісту біогенних елементів ($N_{\text{заг}}$, $P_{\text{заг}}$) на територіях суббасейну р. Дніпро відповідно до співвідношень між точковим та дифузним джерелами забруднення. Суббасейн Верхнього Дніпра має таке співвідношення щодо азоту: 24% (точкове – житлово-комунальне господарство) та 76% (дифузне – сільськогосподарське виробництво: внесення мінеральних та органічних добрив, розораність). Фосфорне навантаження розподіляється наступним чином: точкове становить 83% (сільгоспвиробництво, зокрема розораність земель), дифузне – лише 17%. Суббасейн Середнього Дніпра має наступне співвідношення:

$N_{\text{заг}}$ – 52% точкове, 48% – дифузне; $P_{\text{заг}}$ – 80% точкове, 20% – дифузне. Суббасейн Нижнього Дніпра є єдиним, де точкове забруднення азотом переважає частку дифузного – 52% і 48% відповідно; дифузне надходження сполук азоту більшою мірою визначається сільським населенням; фосфатне навантаження наступне – 75% точкове, 25% – дифузне. Дослідження, проведені в басейні р. Дунай [5], показали, що 60% загального виносу азоту і 44% фосфору змивається з поверхні водозбору.

З урахуванням сучасних викликів сьогодення проблема екологічнобезпечного використання земель сільськогосподарського призначення набуває особливої актуальності.

Війна внесла свої корективи в розвиток аграрного сектору України. На значній частині сільськогосподарських земель стало неможливим проведення сільськогосподарської діяльності, оскільки вони або окуповані, або перебувають під постійними обстрілами, або заміновані (у 2023 році порівняно з 2021 роком загальна посівна площа скоротилася на 25%).

На територіях, де велися активні бойові дії, згубного впливу зазнали сільськогосподарські угіддя, якісний стан яких значно погіршився і в майбутньому потребуватиме виділення суттєвих коштів на їх повернення до активного сільськогосподарського вжитку. Значні масштаби воєнного забруднення призведуть до виведення з обробітку на невизначений термін чималих земельних площ, які використовуються для вирощування харчової продукції. Наразі третина українських земель стала зоною ризикового сільського господарства [6].

Вплив сільськогосподарського виробництва на глобальні та місцеві екосистеми – це вплив на якість ґрунтів, водні ресурси та повітря, на стан біорізноманіття та клімат.

Інтенсивне агровиробництво негативно впливає на мікробіоценози та на абіотичні фактори, змінює інтенсивність колообігу енергії і речовин, а також сприяє зникненню фонових видів [7]. В результаті таких змін відбувається деформація біотичних зв'язків між організмами, порушується структура природних екосистем.

Цей вплив залежить від розміру сільськогосподарського підприємства: чим більший розмір, тим більший вплив. Поточна класифікація ООН розмірів сільськогосподарських підприємств вирізняє сімейні або індивідуальні ферми площею до 2 га землі як малі, з незначним екологічним та соціальним впливами. Тим не менше, ці впливи не можна ігнорувати, оскільки малі підприємства складають 84% від загальної кількості сільськогосподарських підприємств у світі. Вони мають в управлінні близько 12% сільськогосподарських угідь, а глобальне виробництво калорій сягає від

18% до 34% – за оцінками Продовольчої та сільськогосподарської організації ООН (Food and Agriculture Organization, FAO) [8, 9].

Вплив сільського господарства на якість ґрунтів та деградація земель

Питання раціонального використання земель та їх охорони належать до пріоритетних напрямів державної політики у сфері природокористування, екологічної безпеки і охорони навколишнього природного середовища та є невід'ємною умовою збалансованого економічного й соціального розвитку країни.

Надмірна розораність земель, у тому числі на схилах, призводить до порушення екологічно збалансованого співвідношення сільськогосподарських угідь, лісів та водойм, що негативно позначається на стійкості агроландшафтів і зумовлює значне техногенне навантаження на екосферу.

Деградація земель (за визначенням ООН) – це зменшення або втрата біологічної чи економічної продуктивності та якості земель в результаті їх використання. Деградація земель може відбуватися в результаті ерозії ґрунту, спричиненої вітром чи водою, погіршення фізичних, хіміко-біологічних чи економічних властивостей ґрунту або тривалої втрати природної рослинності. Тривале, інтенсивне та нерозбірливе використання агрохімікатів негативно впливає на біорізноманіття ґрунтів, сталість сільського господарства та безпеку харчових продуктів, є головним фактором деградації земель.

Ефект від проявів ерозійних процесів лежить у двох площинах: економічній – щорічний збиток вітчизняних господарників в результаті втрат рослинницької продукції внаслідок ерозії становить понад 10 млрд. доларів США, та екологічній – з 1 га ерозійнонебезпечних земель втрачається близько 15 т ґрунту. Втрати ґрунту означають не лише зниження глибини родючого шару ґрунту на полях та винесення поверхневими водами найбільш збагаченої поживними речовинами та гумусом ґрунтової речовини за межі робочої ділянки. Змив ґрунту з полів призводить до цілого ряду негативних екологічних наслідків – це і забруднення суміжних з сільськогосподарськими угіддями екосистем мінеральними добривами, пестицидами та агрохіматами, евтрофікація, замулення водойм та водотоків, підвищення вразливості еродованих ґрунтів до фізичної деградації та забруднення, зниження протиерозійної стійкості ґрунтів на полях та подальша інтенсифікація ерозійних процесів [10].

За оцінками Міжнародного союзу охорони природи (IUCN) [11], деградація земель зачіпає приблизно 29% загальної площі суші в світі, відбувається в усіх

агроекосистемах, але може бути замаскована внесенням добрив для підвищення продуктивності земель.

За даними Держгеокадастру [12], в Україні близько 0,6 млн. га деградованих (296,3 тис. га), малопродуктивних (260,7 тис. га) та техногенно забруднених земель (36,6 тис. га) підлягають консервації; крім того, 140,6 тис. га порушених земель потребують рекультивації, 247,2 тис. га малопродуктивних угідь – поліпшення. Необхідно здійснити будівництво (реконструкцію) орієнтовно 454 протиерозійних гідротехнічних споруд, зокрема 125 водоскидних споруд, 133 протиерозійних ставків, 196 споруд терасування схилів, а також захистити землі, зокрема сільськогосподарського призначення, від ерозійних та інших несприятливих природних процесів на загальній площі 8,5 тис. га.

За оперативною інформацією територіальних органів Держгеокадастру [12], у 2023 році здійснено консервацію шляхом заліснення 15,49 га земель. У стадії консервації перебуває 13,0 тис. га земель. При цьому рекультивовано 4,39 га порушених земель, із них понад 31,7% (1,39 га) становлять сільськогосподарські угіддя. Загальна площа земель, що перебувають у стадії рекультивації, сягає понад 6 тис. га. Водночас, поліпшено 35,0 га малопродуктивних угідь, перебувають у стадії поліпшення 2,6 тис. га земель, із них 998,7 га (38%) – рілля.

Виконання робіт з охорони земель на території регіонів України здійснюється вкрай повільно через недостатнє фінансування. Зокрема, Державним бюджетом України на 2023 рік Держгеокадастру коштів на здійснення заходів з охорони земель не передбачалося.

Джерела погіршення якості ґрунту та деградації земель від сільськогосподарської діяльності: оранка полів, монокультурне вирощування (через надмірне застосування ЗЗР та мінеральних добрив), зрошення, забруднення ґрунту агрохімікатами, накопичення та обробка гною, ерозія через використання сільськогосподарської техніки.

Вплив сільського господарства на водні ресурси

Діяльність агропромислових виробничих систем є головним фактором, який спричиняє зміни у біогеохімічних природних потоках, особливо через вимивання сполук азоту та фосфору з сільськогосподарських угідь, що суттєво впливає на якість води та сприяє забрудненню світового океану. Забір прісної води для обслуговування сільськогосподарського виробництва негативно позначається на екосистемах

багатьох вододілів. Це зменшує розміри водних об'єктів, призводить до скорочення біорізноманіття та порушує функціонування екосистем.

Масштаби впливу можуть бути дуже суттєвими та поширюватися на великі території. Локальне використання води може мати наслідки на великій відстані через фрагментацію екосистем та евтрофікацію, спричинену вимиванням сполук азоту та фосфору.

Основними джерелами забруднення водних ресурсів від сільськогосподарського виробництва є:

- використання добрив, накопичення та обробка гною, посилення ерозійних процесів розораних земель – призводять до забруднення води сполуками фосфору й азоту та евтрофікації природних водойм, до змін у водних екосистемах;

- використання ЗЗР може призвести до забруднення поверхневих і підземних вод та серйозно вплинути на водні екосистеми;

- використання нафтопродуктів для сільськогосподарських машин може призвести до забруднення води продуктами нафтохімії.

Під евтрофікацією вод розуміють збагачення їх біогенними елементами, що супроводжується зниженням продуктивності водойми.

Внаслідок евтрофікації відбувається інтенсивне зростання водоростей і інших рослин, накопичення у водоймах органічних речовин та інших продуктів відмирання організмів. Результатом цих процесів є знекиснення водного середовища і заміна аеробних процесів на анаеробні та виділення в середовище сірководню, метану та інших отруйних забруднюючих речовин. Таким чином, збагачення вод необхідними для життя хімічними елементами викликає вторинний вкрай негативний екологічний та санітарно-гігієнічний ефект.

Евтрофікація викликається як природними, так і антропогенними факторами. Відмінності в їх дії пов'язані не тільки з інтенсивністю, але і з механізмом окремих процесів. Слід зазначити, що антропогенна евтрофікація настає набагато швидше, ніж природна евтрофікація, яка може тривати тисячоліттями [13]. Це пояснюється тим, що у природній евтрофікації внаслідок неповної мінералізації водних рослин спостерігається поступове накопичення органічних речовин і збільшення концентрації біогенних елементів [13]. Тоді як внаслідок швидкого потрапляння у водойми біогенних речовин через скиди стоків від промислових та тваринницьких комплексів, внаслідок змиву з полів мінеральних та органічних добрив виникає у водоймі явище антропогенної евтрофікації, наслідки якого загрожують зменшенню різноманіття

водної біоти та забрудненню водойми біогенними речовинами, зокрема фосфат-іонами та нітрат-іонами [14, 15].

У евтрофікованих водах створюються сприятливі умови для поглинання рослинами біогенних елементів безпосередньо з води. Це сприяє інтенсивному накопиченню фітопланктону у верхніх шарах води і загибелі донних рослин через нестачу кисню.

Таким чином, в процесі евтрофікації змінюється не тільки хімізм води, а й видовий склад організмів. За цим слідує збіднення глибинних шарів води киснем, зміна аеробних процесів анаеробними, забруднення води отруйними речовинами.

Для евтрофних водойм характерні багата та різноманітна літоральна та субліторальна рослинність, велика кількість планктону. Розбалансована евтрофікація може призводити до вибухового розвитку одноклітинних водоростей («цвітіння води»), дефіциту кисню та, як наслідок, загибелі вищої рослинності, риб та інших тварин.

До біогенних елементів, що саме і спричиняють евтрофікацію, відносяться насамперед азот, фосфор та кремній у різних сполуках. Найбільше значення мають фосфор та азот, що є обов'язковими елементами тканин будь-якого живого організму.

Результати досліджень вітчизняних та зарубіжних вчених свідчать про те, що концентрація біогенних елементів і їхній режим залежать від інтенсивності біологічних і біохімічних процесів у водоймі та від кількості біогенів, що потрапляють у водойму зі стічними водами й поверхневим стоком з площі водозбору. Вважається, що надмірна евтрофікація водойм починається при вмісті у воді азоту в концентрації 0,2–0,3 мг/дм³, а фосфору – 0,01–0,02 мг/дм³ [16].

Вплив сільського господарства на якість атмосферного повітря

Хоча вплив сільського господарства на якість повітря не такий великий, як вплив на водні та наземні екосистеми, існує низка викидів забруднюючих речовин, які в поєднанні з транспортними викидами становлять значний ризик для здоров'я людей і тварин. Найбільшими джерелами таких викидів є спалювання біомаси та оранка земель.

Спалювання біомаси є однією з найбільш шкідливих практик, оскільки, крім діоксиду вуглецю, при цьому виділяються деякі токсичні речовини повного та часткового окиснення біомаси, такі як оксиди азоту та сірки, монооксид вуглецю, летка зола тощо. Ця практика є протизаконною в Україні, але, на жаль, все ще досить поширена і часто спричиняє пожежі в екосистемах. Особливо навесні, щоб позбутися залишків рослинності попереднього сезону, та восени, щоб утилізувати сезонні

відходи. Крім того, спалення біомаси широко використовується для опалення у сільській місцевості, що також є джерелом забруднення повітря тими самими забруднювачами.

Іншим великим джерелом є оранка земель. Ґрунти розораних непокритих рослинністю полів протягом посушливих періодів перетворюються на порошок, забруднений залишками мінеральних добрив та ЗЗР. Цей порошок може підійматися в повітря вітром, спричиняючи токсичні пилові бурі, що можуть переноситися вітром на суттєві відстані.

Навесні 2020 року Україна зазнала відчутних втрат від таких пилових бур у кількох областях [17, 18]. Інші джерела забруднення атмосферного повітря включають викиди оксидів азоту в результаті переробки гною та використання азотних добрив, а також забруднюючі речовини від двигунів внутрішнього згорання, що використовуються для сільськогосподарських робіт.

Основні чинники забруднення повітря за рахунок сільськогосподарської діяльності: оранка земель, спалювання біомаси, зберігання та обробка гною, використання мінеральних добрив, ЗЗР та сільськогосподарської техніки.

Вплив сільського господарства на біорізноманіття

Несталі практики сільськогосподарського виробництва пов'язані зі значним зменшенням видового різноманіття, що зумовлено перетворенням природних середовищ на території для виробництва продуктів харчування, а також забрудненням довкілля. Вплив на біорізноманіття посилюється по ланцюгах постачання продуктів харчування за рахунок використання енергії та транспорту, утворення відходів. Основним фактором, що сприяє втраті біорізноманіття від сільського господарства, є використання агрохімікатів, включно із ЗЗР та мінеральними добривами. Функції та послуги екосистеми часто знижуються паралельно із втратою біорізноманіття, зниженням водопостачання, погіршенням якості води та повітря, регулюванням клімату.

Оранка земель і монокультурне вирощування сприяють втраті середовища існування тварин і рослин, фрагментації ландшафтів.

Зміни в практиці управління сільськогосподарськими землями також негативно впливають на біорізноманіття, зокрема, оранка постійних пасовищ та додаткових цілинних земель, втрата лісосмуг тощо. Інтенсифікація сільського господарства призводить до втрати традиційних методів ведення сільського господарства, які часто підтримують вищий рівень неоднорідності ландшафтів та біорізноманіття. Таке

спрощення систем землеробства зменшує кількість природних хижаків, що в свою чергу призводить до збільшення кількості шкідників та більшої залежності від ЗЗР.

Дослідження IUCN [11] вказують на те, що боротьба з природними шкідниками є менш ефективною та потребує більших зусиль у монокультурних сільськогосподарських ландшафтах, порівняно з більш складними ландшафтами.

Основні причини втрати біорізноманіття від сільськогосподарської діяльності: монокультурне вирощування, використання ЗЗР та мінеральних добрив, зміни наземних та водних екосистем внаслідок забруднення води та виснаження водних ресурсів, зміни наземних екосистем через оранку та фрагментацію.

Вплив сільського господарства на клімат

Загалом, за оцінками IUCN, сільське господарство відповідає за 23% антропогенних викидів парникових газів [11]. Наприклад, це викиди метану в тваринництві та при вирощуванні рису, випаровування оксидів азоту з ґрунту після внесення добрив та при розкладанні гною.

Чинники викидів парникових газів у сільському господарстві: спалення біомаси, утримання великої рогатої худоби, обробка гною, використання холодильного обладнання або систем кондиціонування повітря, використання сільськогосподарської техніки з двигуном внутрішнього згоряння, застосування добрив та ЗЗР.

Для України особливо актуальним питанням є вплив відходів птахівництва на стічні води, ґрунтовий покрив і повітря. Особливо небезпечна ситуація в зоні Лісостепу, де висока концентрація птахівничих комплексів. За даними ВООЗ, гній, послід і стічні води тваринницьких ферм і птахоферм при неконтрольованому їх зберіганні та використанні можуть збільшити ризики передачі понад 100 збудників інфекційних та інвазійних хвороб.

Тому, з метою ефективної утилізації відходів виробництва, генерації чистої зеленої енергії, скорочення викидів парникових газів та вироблення екологічно чистих органічних добрив, в Україні проводиться робота щодо реалізації біогазових проектів на тваринницьких фермах та удосконалюється нормативно-правова база, яка дозволить використовувати біометан у газових мережах, що стимулюватиме його виробництво та споживання біологічних видів палива.

Разом з тим, з метою виконання пунктів 7 та 22 Операційного плану реалізації у 2022–2024 роках Стратегії екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 20 жовтня 2021 року № 1363-р, прийнято наказ Міністерства аграрної політики та продовольства

України від 28 червня 2022 року № 387 «Про утворення робочої групи з питань адаптації аграрного сектору до зміни клімату» [19].

Основними завданнями робочої групи є здійснення оцінки ризиків та вразливості сільського господарства до зміни клімату та розроблення плану заходів з адаптації сільського та рибного господарства до зміни клімату.

Висновки

Сільське господарство України – це провідна галузь економіки. Завдяки високому потенціалу виробництва сільське господарство забезпечує населення країни якісними, безпечними і доступними товарами та підтримує провідні позиції держави в міжнародних аграрних відносинах.

Водночас, сільгоспвиробництво стало потужним фактором впливу на навколишнє середовище. Незбалансоване ведення сільського господарства суттєво порушує природну рівновагу та забруднює довкілля.

Наслідки негативного впливу сільськогосподарської діяльності на навколишнє природне середовище наступні: забруднення ґрунтів, ґрунтових і поверхневих вод, а також питної води залишками мінеральних добрив та засобів захисту рослин; забруднення довкілля відходами тваринницьких ферм (бактеріальне забруднення ґрунту, забруднення атмосферного повітря метаном, сірководнем, аміаком), а також виснаження, заболочення, ерозія, дегуміфікація, підкислення чи засолення ґрунтів тощо.

Найефективнішим способом захисту довкілля є раціональна технологія землеробства та тваринництва, що одночасно враховує агрокультурні цілі та завдання охорони навколишнього природного середовища.

Література

1. Юрченко А. І. Щодо впливу стоку сільськогосподарських угідь на якість води поверхневих водних об'єктів // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: зб. наук. статей XIX Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 14–15 вересня 2023 р.) / УКРНДІЕП. – Харків, 2023. – С. 395–401. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.niiep.kharkov.ua/sites/default/files/konfer2023.pdf>
2. Чайка Т. О. Екологічні наслідки традиційного сільського господарства // Вісник Полтавської державної аграрної академії «Scientific Progress & Innovations». – 2013. – № 3. – С. 95–99.

URL: <https://doi.org/10.31210/visnyk2013.03.18>

3. Ухань О. О., Осадча Н. М. Оцінка антропогенного навантаження біогенними елементами та органічними речовинами у басейні р. Тетерів // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2021. – № 1 (59). – С. 58–63.

URL: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2021.1.6>

4. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Причинно-наслідкові зв'язки забруднення біогенними елементами басейну річки Дніпра: синтез теоретичних даних // Науково-практичний журнал «Екологічні науки». – Київ: ВД «Гельветика», 2021. – Вип. 2 (35). – С. 37–44.

URL: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.6>

5. Осипов В. В., Осадчая Н. Н. Выбор имитационной компьютерной модели для анализа выноса соединений азота и фосфора и ее апробация на малом речном водосборе // Наукові праці УкрНДГМІ. – К.: «Ніка-центр», 2016. – Вип. 268. – С. 66–72.

6. Полозенцева В. О., Юрченко А. І. Щодо впливу бойових дій на стан ґрунтів Донецької області // Наукові орієнтири: теорія та практика досліджень: матеріали II Міжнародної наукової конференції (м. Суми, 3 листопада 2023 р.) / Міжнародний центр наукових досліджень. – Вінниця: ТОВ «УКРЛОГОС Груп», 2023. – С. 111–116. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://archive.mcnd.org.ua/index.php/conference-proceeding/issue/view/03.11.2023/43>

URL: <https://doi.org/10.36074/mcnd-03.11.2023>

7. Вплив агровиробництва на екосистеми та здоров'я людей. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.bsmu.edu.ua/blog/vplyv-agrovyrobnytstva-na-ekosystemy-ta-zdorovya-lyudej>

8. Продовольча та сільськогосподарська організація ООН (Food and Agriculture Organization, FAO). [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.fao.org/home/en>

9. Як сільськогосподарські практики впливають на довкілля та соціальний розвиток. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.dossier.org.ua/news/yak-silskogospodarski-praktiki-vplyvayut-na-dovkillya-ta-socialniy-rozvitok>

10. Коляда В. П., Шевченко М. В., Круглов О. В., Ачасова А. О., Назарок П. Г., Гребенчук О. О. Протиерозійна оптимізація землекористування сільськогосподарських підприємств: локальний рівень // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – 2018. – № 1–2 (29). – С. 57–63. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://journals.uran.ua/ludina_dov/article/view/143819

11. Ludovic Larbodière, Jonathan Davies, Ruth Schmidt et al. Common ground: restoring land health for sustainable agriculture. – Gland, Switzerland: IUCN, 2020.

URL: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.10.en>

12. Державна служба України з питань геодезії, картографії та кадастру. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://land.gov.ua>
13. Степова О. В., Рома В. В. Оцінка біогенного забруднення поверхневих водойм Полтавської області // Вісник Полтавської державної аграрної академії «Scientific Progress & Innovations». – 2016. – № 1–2. – С. 93–97.
URL: <https://doi.org/10.31210/visnyk2016.1-2.19>
14. Serdiuk V. A., Maksin V. I. Challenging in environmental monitoring of groundwater quality in rural areas of Kyiv's region // Water & Water Purification Technologies. Scientific and Technical News. – 2020. – Vol. 27, № 2. – P. 108–121.
URL: <https://doi.org/10.20535/2218-93002722020203178>
15. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Басейнове управління водними ресурсами України: SWOT-аналіз // Науковий журнал «Біологічні системи: теорія та інновації». – 2020. – Т. 11, № 4. – С. 35–56.
URL: <http://dx.doi.org/10.31548/biologiya2020.04.004>
16. Писаренко П. В., Корчагін О. П. Прогнозування процесів евтрофікації водойм на прикладі річки Ворскла // Вісник Полтавської державної аграрної академії «Scientific Progress & Innovations». – 2019. – № 3. – С. 103–110.
URL: <https://doi.org/10.31210/visnyk2019.03.13>
17. Коляда В. П., Круглов О. В., Ачасова А. О., Шевченко М. В., Дьомкін О. О., Назарок П. Г. Удосконалення системи охорони ґрунтів від ерозії в умовах змін клімату // Вісник аграрної науки. – 2020. – Т. 98, № 12 (813). – С. 70–78.
URL: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202012-09>
18. Пилові бурі, смог та пожежі: в чому причина екологічних катастроф України / О. Василюк // Українська Правда. Життя. – 22 квітня 2020. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://life.pravda.com.ua/society/2020/04/22/240687>
19. Звіт щодо стану виконання у 2022 році Операційного плану реалізації у 2022–2024 роках Стратегії екологічної безпеки та адаптації до зміни клімату на період до 2030 року, схваленої розпорядженням Кабінету Міністрів України від 20 жовтня 2021 р. № 1363. – К.: Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, 2023. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2023/05/Zvit-shhodo-stanu-vykonannya-u-2022-rotsi-Operatsijnogo-planu-realizatsiyi-u-2022-2024-rokah-Strategiyi-ekologichnoyi-bezpeky-ta-adaptatsiyi-do-zminy-klimatu-na-period-do-2030-roku.pdf>

Юрченко В. О., д-р. техн. наук, проф.;

Мельнікова О. Г., канд. техн. наук, доц.;

Мельник С. В., аспірант;

Багмут Л. Л., аспірант

*Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова,
м. Харків, Україна*

ОСОБЛИВОСТІ ЗАБРУДНЕННЯ СНІГОВОГО ПОКРОВУ В ПРИДОРОЖНЬОМУ ПРОСТОРІ ЧАСТОЧКАМИ ТА ОРГАНІЧНИМИ Й НЕОРГАНІЧНИМИ РЕЧОВИНАМИ З ВИКИДІВ АВТОТРАНСПОРТ

Основну масу викидів автотранспорту становлять частинки і відпрацьовані гази (ВГ), що містять більше 250 хімічних речовин і сполук: сажу, оксиди карбону, оксиди нітрогену (NO_x), вуглеводні (C_xH_y), поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ), діоксиди сульфуру, альдегіди, органічні кислоти, аерозольні частинки та ін. [1, 2]. Наразі через широке використання каталітичних систем, які скорочують викиди NO_x (TWC і SCR) значення одного з найсуттєвіших чинників екологічної небезпеки викидів автотранспорту набуває NH₃. Потужність та склад викидів забруднюючих речовин (ЗР) в ВГ автотранспорту залежить від ряду факторів: типу двигуна та режимів його роботи, режимів руху автотранспорту, рельєфу, якості доріг та ін [3]. Разом із вихлопними газами виділяється широкий спектр парникових газів, що викликають глобальне потепління, а також газів, що зумовлюють кислотні дощі. Оскільки відпрацьовані гази автомобілів надходять у нижній шар атмосфери і знаходяться практично в зоні дихання людини, автомобільний транспорт слід віднести до категорії найбільш небезпечних джерел забруднення атмосферного повітря поблизу автомагістралей [3].

В останні роки як об'єкт моніторингу стану атмосфери все частіше використовують сніговий покрив як природний концентратор поллютантів, що надходять повітряним шляхом. Хімічний склад фільтрату талого снігу формується в результаті поглинання сніговим покривом газів, водорозчинних аерозолів та взаємодії зі сніговим покривом твердих пилових частинок, що осідають з атмосфери. Розподіл основних поллютантів (пилу, сульфатів, хлоридів, нафтопродуктів, нітрогенвмісних сполук, карбонатів, катіонів металів, ПАВ та ін.) у сніговому покриві придорожнього простору нині мало вивчено. До весняного міграційного циклу ЗР виявляються

законсервованими у сніговому покриві, отже, хімічний аналіз снігу дозволяє передбачити склад майбутніх поверхневих стічних вод та речовин-мігрантів у ґрунти придорожнього простору [4].

Метою роботи є експериментальне дослідження забруднення снігу в придорожньому просторі міських та заміських автодоріг основними поллютантами відпрацьованих газів, що адсорбуються сніговим покривом: часточками (завислими речовинами), вуглеводнями (нафтопродуктами) та амонійним азотом.

Об'єктом дослідження слугував сніг (після 6 добового періоду снігостояння), який відбирали в придорожньому просторі міської (м.Харків, Україна) та заміської автодоріг на різній відстані від дороги. В розталому снігу визначали концентрацію нітрогену амонійного (фотоколориметрично), завислих речовин (ЗР) (гравіметрично), нафтопродуктів (НП) (гравіметрично при екстракції хлороформом) за методиками, рекомендованими нормативними документами України.

Результати досліджень представлені в табл. Як видно, на дослідних ділянках в атмосферному снігу вже містився амонійний азот, що відмічають і інші дослідники атмосферних опадів. В процесі експозиції снігового покриву концентрація в ньому амонійного азоту стало зростала.

Таблиця – Хімічний склад снігового покриву в придорожньому просторі

Автодорога	Розташування снігового покриву	Інтенсивність руху, авт/доб	Концентрація, мг/л		
			N-NH ₄	ЗР	НП
Міська	Сніг атмосферний		0,54		0
	5 м от дороги	13968	1,07	212	46,5
	15 м от дороги		3,43		14,1
	50 м от дороги		5,15	186	н.в.
Заміська	Сніг атмосферний		1,03	310	0
	1 м від дороги	19200	3,86	12880	305,9
	5 м від дороги		2,68	170	118,2
	10 м від дороги		1,72	120	32,4

Причому при збільшенні відстані від дороги на міській ділянці дослідження концентрація амонійного азоту в снігу збільшувалась. Таку динаміку можна пояснити віднесенням легкого газу NH₃ від дороги при розсіюванні викидів автомобілів В придорожньому просторі заміської автодороги концентрація амонійного азоту в снігу мала протилежну динаміку, що, можливо, зумовлено близькістю житлової забудови на цій стороні автодороги та особливостями розсіювання. Сталу динаміку при віддалені від автодороги (а саме стало зменшення) має забруднення снігу після снігостояння завислими речовинами, тобто часточками, що викидаються з відпрацьованими газами

автомобілей. Хоча навіть в атмосферному снігу було виявлено велику концентрацію завислих речовин. В снігу придорожного простору заміських автомобільних доріг цей показник був набагато вищий, ніж в придорожному просторі міських автодоріг. Концентрація нафтопродуктів в сніговому покриві придорожного простору мала стати тенденцію зменшуватись при збільшенні відстані від автодороги як в місті, так і на заміських територіях. Цей полютант не було виявлено в атмосферному снігу. А в придорожному просторі дослідженої заміської території його концентрація суттєво перевищувала концентрацію в снігу міської автодороги.



Дослідження було проведено в рамках виконання проєкту «StormCompetence - Strengthening researchers' professional competencies on stormwater management for renovation of UA city infrastructure in the post-war time» . Цей проєкт профінансовано програмою Swedish Institute.

Література

1. Яковлева А.В. Вплив автотранспортного парку Києва на стан атмосферного повітря / А. В. Яковлева // Вісник Національного авіаційного університету. - 2009. - Т. 4 (№ 41). - С. 79-83.
2. Trombetti, M.; Thunis, P.; Bessagnet, B.; Clappier, A.; Couvidat, F.; Guevara, M.; Kuenen, J.; López-Aparicio, S. Spatial inter-comparison of Top-down emission inventories in European urban areas. *Atmos. Environ.* 2018, 173, 142–156.
3. The European Nitrogen Assessment, ed. Mark A. Sutton, Clare M. Howard, Jan Willem Erisman et al. Published by Cambridge University Press. Cambridge University Press 2011, with sections authors/European Union.
4. VO Iurchenko, I B Ugnenko, O G Melnikova, O V Rachkovskiy and P S Ivanin Assessment of the ecological state of soils in roadside territories using chemical and biological indication TRANSBUD-2019 IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 708 (2019) 012011 IOP Publishing doi:10.1088/1757-899X/708/1/012011.

Юрченко В. О., д-р техн. наук, проф.;

Ткаченко С. О., аспірант

*Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова,
м. Харків, Україна*

ВПЛИВ НАДХОДЖЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ СТІЧНИХ ВОД В КАНАЛІЗАЦІЙНУ МЕРЕЖУ НА РОЗВИТОК СПУХАННЯ МУЛУ В ОЧИСНИХ СПОРУДАХ

Нитчатє спухання активного мулу є одним з найнебезпечніших процесів, які можуть відбуватися в біологічних очисних спорудах [1]. Нитчаті бактерії представляють собою важливу групу мікроорганізмів, які впливають на ефективність та якість процесів біологічної очистки. Вивчення їх різноманітності, функцій та взаємодій з іншими мікроорганізмами допомагає краще зрозуміти і покращити процеси очистки та обробки стічних вод для збереження якості навколишнього середовища та забезпечення здоров'я людини [2]. В даний час найбільш детально класифікацію нитчатих бактерій розробив Д. Ейкельбум [3]. За допомогою класифікаційних ключів можна ідентифікувати 21 вид нитчатих організмів у активному мулі.

Мета роботи - визначення впливу поверхневих стічних вод при надходженні в каналізаційну мережу на розвиток спухання мулу в біологічних очисних спорудах.

Об'єктом дослідження був активний мул з аеротенків міських біологічних очисних споруд (м. Харків, МОС №2).

За свідцтвом фахівців, що займаються експлуатацією досліджуваних міських очисних споруд (м. Харків, МОС №2), після відносно низьких значень мулового індексу в аеротенках з кінця жовтня і протягом зимового сезону, збільшення мулового індексу починається з кінця лютого-початку березня. Це підвищення мулового індексу фахівці пов'язували із надходженням в міську каналізаційну мережу поверхневих талих вод.

Як свідчать результати проведених досліджень (рис.), дійсно, в окремі періоди між розвитком нитчастого спухання на досліджуваному об'єкті та температурою стічних вод існує обернено пропорційна залежність.



Рисунок 1 – Кореляція температури стічних вод та мулового індексу на досліджуваному об’єкті

Таке явище відмічають і інші науковці, причому пов’язують його із розвитком збудників нитчастого спухання, які метаболізують сполуки сірки, а, саме *Thiothrix sp.* [4, 5].

Збудником спухання активного мулу влітку на досліджуваному об’єкті був Туре 021N, нитчата бактерія, яка відноситься до сіркобактерій. Як видно з даних рис. 1, в результаті вжитих технологічних заходів літнє спухання активного мулу з середини вересня почало різко зменшуватись і в листопаді муловий індекс набув значень менше 150 мл/г. Такий рівень мулового індексу протримався до кінця лютого. В цей період температура стічних вод коливалась на рівні 15-17 C⁰. Після різкого зниження температури (до 11 C⁰) на початку березня муловий індекс почав активно збільшуватись, практично, з однаковою швидкістю до початку літнього сезону, досягнувши значень 880 мл/г. А температура стічної води поступово збільшилась до значень більше 20 C⁰. В літній період муловий індекс досягав екстремальних значень – більше 1100 мл/г. Його коливання в цей період негативно корелювали із підвищенням температури. Не слід забувати, що на величину мулового індексу окрім температури, що підвищує активність мікробіологічних процесів та росту мікроорганізмів, впливали похідні від неї чинники: концентрація сірководню в стічних водах, його розчинність, розчинність кисню та ін. Сумація всіх цих впливів і давала в підсумку значення мулового індексу.

Мікробіологічний аналіз активного мулу в зимовий період свідчив про наявність в активному мулі незначної кількості нитчатих бактерій. Проте їх показові ознаки, що використовуються для ідентифікації за ключами Д.Ейкельбума, свідчили, що домінуючими в мікробіоценозі є нитчаті сірчані бактерії *Thiothrix* sp. Саме бактерії цього виду асоціюються з активним розвитком при температурах біля 15 С⁰.

Таким чином, можна зробити висновок, що потрапляння талих поверхневих стічних вод в каналізаційну мережу активізує розвиток нитчатих бактерій *Thiothrix* sp. При підвищенні температури домінуючими в мікробіоценозі нитчатыми бактеріями стають інші сірчані бактерії – Type 021N.

Література

1. Wanner J. Activated sludge bulking and foaming control. Lancaster, PA: Technomic Pub., 1994. 327 p.
2. Eikelboom D. H. Filamentous organisms observed in activated sludge. *Water research*. 1975. Vol. 9, no. 4. P. 365–388. URL: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(75\)90182-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(75)90182-7) (date of access: 06.08.2024).
3. Eikelboom D. H. Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation. - London: IWA Publishing, 2000. – 163 p.
4. A hypothesis for the cause of low F/M filament bulking in nutrient removal activated sludge systems / T. G. Casey et al. *Water research*. 1992. Vol. 26, no. 6. P. 867–869. URL: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(92\)90020-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(92)90020-5) (date of access: 06.08.2024).
5. Investigation of prospective factors that control *Kouleothrix* (Type 1851) filamentous bacterial abundance and their correlation with sludge settleability in full-scale wastewater treatment plants / T. Nittami et al. *Process safety and environmental protection*. 2019. Vol. 124. P. 137–142. URL: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.02.003> (date of access: 06.08.2024).

Acknowledgements:



This study was implemented in the framework of the project StormCompetence - Strengthening researchers' professional competencies on stormwater management for renovation of UA city infrastructure in the post-war time. This project is funded by the Swedish Institute.

XX Міжнародна
науково-практична конференція

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА: ПРОБЛЕМИ
І ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ
ЗБІРНИК НАУКОВИХ СТАТЕЙ КОНФЕРЕНЦІЇ

Відповідальний за випуск: Н. С. Цапко
Комп'ютерна верстка: В. В. Гладкова