

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ





**ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА
ТА
ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ
ДОВКІЛЛЯ
№2, 2019
НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ**

Заснований у 2019 році

Виходить 2 рази на рік

Редакційна колегія:

Головний редактор

Бондар Олександр Іванович Член-кореспондент НААНУ,
доктор біологічних наук

Заступник головного редактора

Іващенко Тарас Григорович Кандидат технічних наук

Науковий редактор

Антопов Анатолій Васильович Доктор технічних наук

Редакційна колегія:

Бахарєв В.С. Доктор технічних наук
Білявський Г.О. Доктор геолого-мінералогічних наук
Вакал С.В. Доктор технічних наук
Ващенко В.М. Доктор фізико-математичних наук
Вініченко В.І. Доктор технічних наук
Возний В.Ф. Кандидат технічних наук
Гриб О.М. Кандидат географічних наук
Денисенко І. Ю. Кандидат технічних наук
Дмитриков В.П. Доктор технічних наук
Дунюшкін В.О. Кандидат технічних наук
Єрмаков В.М. Доктор технічних наук
Кватернюк С.М. Кандидат технічних наук
Коваленко Г. Д. Доктор фізико-математичних наук
Комірна В. Доктор економічних наук (Республіка Польща)
Луньова О.В. Кандидат технічних наук
Мнухін А.Г. Доктор технічних наук
Нагорнюк О.М. Кандидат сільськогосподарських наук
Ольховик Ю.О. Доктор технічних наук
Павлюченко А.В. Доктор технічних наук
Петрук В.Г. Доктор технічних наук
Сорока Ю.М. Кандидат технічних наук
Улицький О.А. Доктор геологічних наук
Фролов В.Ф. Доктор технічних наук
Шматков Г.Г. Доктор біологічних наук

Літературний редактор(англійська мова)

Іващенко Катерина Тарасівна

Відповідальний редактор, науковий співробітник

Гуленко Олена Борисівна

Адреса редакції:

03035, м. Київ, вул. Василя Липківського, 35, корп. 2

Телефон: (044) 206-31-85

www.npchornobyl.com.ua

nr_chornobul@ukr.net

Засновник:

Науковий парк Державної екологічної академії
післядипломної освіти та управління
«ЧОРНОБИЛЬ» Міністерства енергетики та
захисту довкілля України

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого
засобу масової інформації
КВ № 23757-13597Р від 20.02.2019

ISSN: 2707-7993

**Метою видання наукового журналу є висвітлення
питань екологічної безпеки, технологій захисту
довкілля, екологічного менеджменту та аудиту,
біобезпеки та охорони навколишнього природного
середовища.**

У разі передрукування матеріалів письмовий
дозвіл автора та редакції є обов'язковим

Рекомендовано до друку
науково-технічною радою Наукового
парку «ЧОРНОБИЛЬ»
Протокол № 3/19 від 19.12.2019 р.

Підписано до друку 25.12.2019

Друк - ФОП Клименко
Україна, 02125, м. Київ,
вул. П. Запорожця, 4, кв. 24
тел.: (066) 260-76-86

Формат 60x84/8.
Наклад 120 прим.

Відповідальність за достовірність фактів, цитат, власних імен, географічних назв,
назва підприємств, організацій, установ та іншої інформації несуть автори статей.

Висловлені в статтях думки можуть не збігатися з точкою зору редакційної колегії і
не покладають на неї жодних зобов'язань.

Відповідальність за добір і викладення фактів несуть автори.

У разі передрукування матеріалів письмовий дозвіл автора та редакції є обов'язковим.

© Екологічна безпека та
технології захисту довкілля, 2019

ЗМІСТ

Степова О.В., Гомеля М.Д., Антонов А.В.	НАУКОВІ ОСНОВИ ЗАПОБІГАННЯ ЗАБРУДНЕННЮ ДОВКІЛЛЯ ВНАСЛІДОК ВНУТРІШНЬОЇ ТА ЗОВНІШНЬОЇ КОРОЗІЇ СТАЛЕВИХ НАФТОПРОВОДІВ	5
Якушко С.І.	ПЕРЕВАГИ ВНУТРІШНЬОГОСПОДАРСЬКОЇ УТИЛІЗАЦІЇ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ВІХОДІВ	22
Денисенко І. Ю., Печений В. Л.	ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ОБ'ЄКТІВ КРИТИЧНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ	29
Ісаєнко В.М., Маджд С.М., Кальницька Д.Д.	НАУКОВІ ОСНОВИ РОЗРОБЛЕННЯ СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО УПРАВЛІННЯ ТЕХНОЕКОСИСТЕМОЮ ЗОНИ АЕРОПОРТУ	35
Барабаш О. В.	ОЦІНКА РЕАКЦІЇ-ВІДПОВІДІ ДЕРЕВНИХ НАСАДЖЕНЬ НА СТАН ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ	40
Зубко О.В., Полякова І.О.	ДЕКАРБОКСИЛЮВАННЯ ОРГАНІЧНИХ СПОЛУК ЯК СПОСІБ ІММОБІЛІЗАЦІЇ ТРИТІЮ І ЙОГО ПОДАЛЬШОГО КОМПАКТУВАННЯ В ПОЛІМЕРНО – КОМПОЗИТНИХ МАТЕРІАЛАХ	44
Таврель М.І., Костенко В.К.	ОБҐРУНТУВАННЯ ШЛЯХІВ ПОПЕРЕДЖЕННЯ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДОЙМ	50
Фролов В.Ф., Ісаєнко В.М., Савицький В.Д., Дудар Т.В.	АЕРОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНИТОРИНГ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ В УКРАЇНІ ТА ЗА КОРДОНОМ	57
Шабалін Б.Г., Колябіна І.Л., Ярошенко К.К.	СОРБЦІЯ ^{90}Sr І ^{137}Cs З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ НА БЕНТОНІТОВИХ ГЛИНАХ ЧЕРКАСЬКОГО І ГОРБКІВСЬКОГО РОДОВИЩ	63
Бойчук Б. Я., Кузик А. Д., Сиса Л. В., Попович В.В.	ВИВЧЕННЯ РОЗПОДІЛУ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВЕРХНІЙ ТЕЧІЇ РІЧКИ ПРУТ	69
Глебов А.Б., Кисель С.П., Якубов С.Е., Згуря В.И., Гамера А.В.	СИСТЕМА МЕНТРОЛОГІЧЕСКОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ ИЗМЕРЕНИЙ В ОБЛАСТИ КОНТРОЛЯ ЗА ОБРАЩЕНИЕМ ГИДРОХЛОРФТОРУГЛЕРОДОВ	79
Сорока Ю.М.	КОМПЛЕКСНІ РІШЕННЯ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ ЩОДО ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА У РАЙОНІ ДРУГОЇ СЕКЦІЇ ХВОСТОСХОВИЩА «СУХАЧІВСЬКЕ»	88

УДК [622.691:66.097.8]–044.82:502.172(043.5)

НАУКОВІ ОСНОВИ ЗАПОБІГАННЯ ЗАБРУДНЕННЮ ДОВКІЛЛЯ ВНАСЛІДОК ВНУТРІШНЬОЇ ТА ЗОВНІШНЬОЇ КОРОЗІЇ СТАЛЕВИХ НАФТОПРОВОДІВ

Степова О.В.

Національний університет «Полтавська політехніка ім. Юрія Кондратюка»,
пр-т Першотравневий, 24, м. Полтава, 03611
alenastepovaja@gmail.com

Гомеля М.Д.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім.
Ігоря Сікорського»,
пр-т Перемоги, 24, м. Київ, 04116

Антонов А.В.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, 03035, м. Київ
ema.dea@ukr.net

За результатами узагальнення світового досвіду та власних теоретичних і експериментальних досліджень вирішено актуальну науково-практичну проблему створення передумов запобігання забрудненню довкілля внаслідок внутрішньої та зовнішньої корозії сталевих нафтопроводів шляхом розвитку наукових основ забезпечення їх екологічної безпеки, які враховують особливості та закономірності процесів електрохімічної корозії.

Отримані результати досліджень є науковим підґрунтям запобігання забрудненню довкілля шляхом розроблення і впровадження екологічно прийнятних інгібіторів та методики оцінювання залишкового ресурсу експлуатації сталевих нафтопроводів.

Ключові слова: екологічна безпека, охорона довкілля, сталевий нафтопровід, електрохімічна корозія, тріщини в ізоляційному покритті, залишковий ресурс, інгібітор осадовідкладення, інгібітор корозії.

Scientific basis of preventing environmental pollution due to internal and external corrosion of the steel pipelines. Stepova O., Gomelya M., Antonov A.

In this article authors summarize the world experience as well as their own theoretical and practical research to create preconditions for

preventing environmental pollution due to internal and external corrosion of the steel pipelines. They present a scientific basis for ensuring environmental safety, which takes into consideration the specifics of electrochemical corrosion process.

The results of this research create a scientific basis for preventing environmental pollution through development and implementation of environmentally friendly inhibitors and methods for estimating the residual life of the steel pipelines.

Keywords: environmental safety, environmental protection, steel pipeline, electrochemical corrosion, cracks in insulation, residual life, sedimentation inhibitor, corrosion inhibitor.

В Україні функціонує розгалужена мережа сталевих нафтопроводів сумарною протяжністю майже 5000 км, які є об'єктами підвищеної небезпеки з точки зору сучасних екологічних вимог. У разі їхньої розгерметизації виникають екологічні ризики забруднення довкілля внаслідок витoku нафтопродуктів, можливих пожеж, вибухів тощо. Наприклад, значна екологічна катастрофа, пов'язана з витокom нафтопродуктів через розгерметизацію нафтопроводу, трапилася в 1994 році в Республіці Комі (Росія). В результаті появи на трубопроводі корозійних пошкоджень стався масовий витік нафти. При цьому втрата нафтопродуктів становила до 580 тис.

барелів, а площа забрудненої ґрунтової поверхні сягала 115 га [1]. Одним із негативних чинників, які підвищують екологічні ризики виникнення надзвичайних ситуацій, пов'язаних із забрудненням ґрунтів, водойм, атмосферного повітря, є зовнішні та внутрішні корозійні процеси сталевих нафтопроводів. Загальними питаннями забезпечення безпеки експлуатації, зокрема й екологічної безпеки сталевих нафтопроводів, займалися такі вчені, як Андрейків О.Є., Герасименко Ю.С., Грабовський Р.С., Дмитрах І.М., Ждек А.Я., Іваницький Я.Л., Клименко А.В., Крижанівський Є.І., Лобанов Л.М., Никифорчин Г.М., Побережний Л.Я., Скальський В.Р., Федірко В.М. [2–6] та інші, проте в їхніх роботах недостатньо уваги було приділено саме запобіганню ризиків забруднення довкілля внаслідок внутрішніх та зовнішніх корозійних процесів сталевих нафтопроводів. Розуміння закономірностей таких процесів та їх урахування є науковим підґрунтям для визначення залишкового ресурсу сталевих нафтопроводів, а також розроблення заходів щодо запобігання підвищенню ризиків забруднення довкілля під час їхньої експлуатації. Розвиток наукових основ забезпечення екологічної безпеки діючих сталевих нафтопроводів, котрі враховують особливості та закономірності процесів їхньої електрохімічної корозії як джерела забруднення довкілля, є актуальною проблемою, вирішення якої створює передумови зменшення ризиків забруднення довкілля під час експлуатації таких об'єктів.

Мета роботи – розроблення наукових основ запобігання забрудненню довкілля, які враховують особливості та закономірності процесів внутрішньої і зовнішньої корозії сталевих нафтопроводів.

Об'єктом дослідження є процеси внутрішньої й зовнішньої корозії діючих сталевих нафтопроводів як потенційні джерела забруднення довкілля внаслідок витоку нафтопродуктів, продуктів їхнього згорання або вибуху.

Предметом дослідження є вплив чинників на процеси внутрішньої та зовнішньої корозії діючих сталевих нафтопроводів.

Методи дослідження. Для вирішення поставлених завдань у роботі використовувались сучасні методи наукових досліджень:

аналіз – для узагальнення сучасних науково-технічних досягнень щодо запобігання забрудненню довкілля внаслідок корозійних процесів сталевих нафтопроводів та методів їхнього захисту від корозійних пошкоджень;

дисперсійний та кореляційно-регресійний аналіз – для встановлення закономірностей впливу розмірів пошкодження ізоляційного покриття на швидкість корозії;

індикаційні методи – для оцінки корозійної активності ґрунтів території Полтавської області;

математичне моделювання – при розробленні математичної залежності розрахунку глибини корозії стінки сталевих нафтопроводів при сталому та періодичному перебуванні агресивної рідини в тріщині ізоляційного покриття;

гравіметричний метод оцінки швидкості корозії металів;

хімічні, фізико-хімічні та методи ядерного магнітного резонансу (ЯМР) спектроскопії для ідентифікації отриманих інгібіторів – при синтезі інгібіторів корозії та осадовідкладень.

Аналіз сучасного стану науково-технічних досягнень з питань шкідливого впливу на довкілля внаслідок аварійних витоків, згорання або вибухів нафтопродуктів на сталевих нафтопроводах та прилеглих до них територіях показав, що однією з проблем екологічної безпеки нафтопроводів є зовнішні та внутрішні корозійні процеси, що призводять до розгерметизації сталевих нафтопроводів та створення надзвичайних ситуацій. Негативними наслідками цього є значні екологічні збитки, які пов'язані із втратою нафтопродуктів та значними забрудненими площами ґрунтової поверхні, атмосферного повітря, водного середовища тощо. Схематичне відображення негативного впливу на довкілля наслідків витоків нафти та нафтопродуктів через розгерметизацію нафтопроводів наведено на рисунку 1.

Під час експлуатації нафтопроводів негативний вплив на довкілля відбувається у разі витоків нафти та нафтопродуктів, вибухів і пожеж через їхню розгерметизацію, причиною якої є зовнішня та внутрішня корозія металу труб.

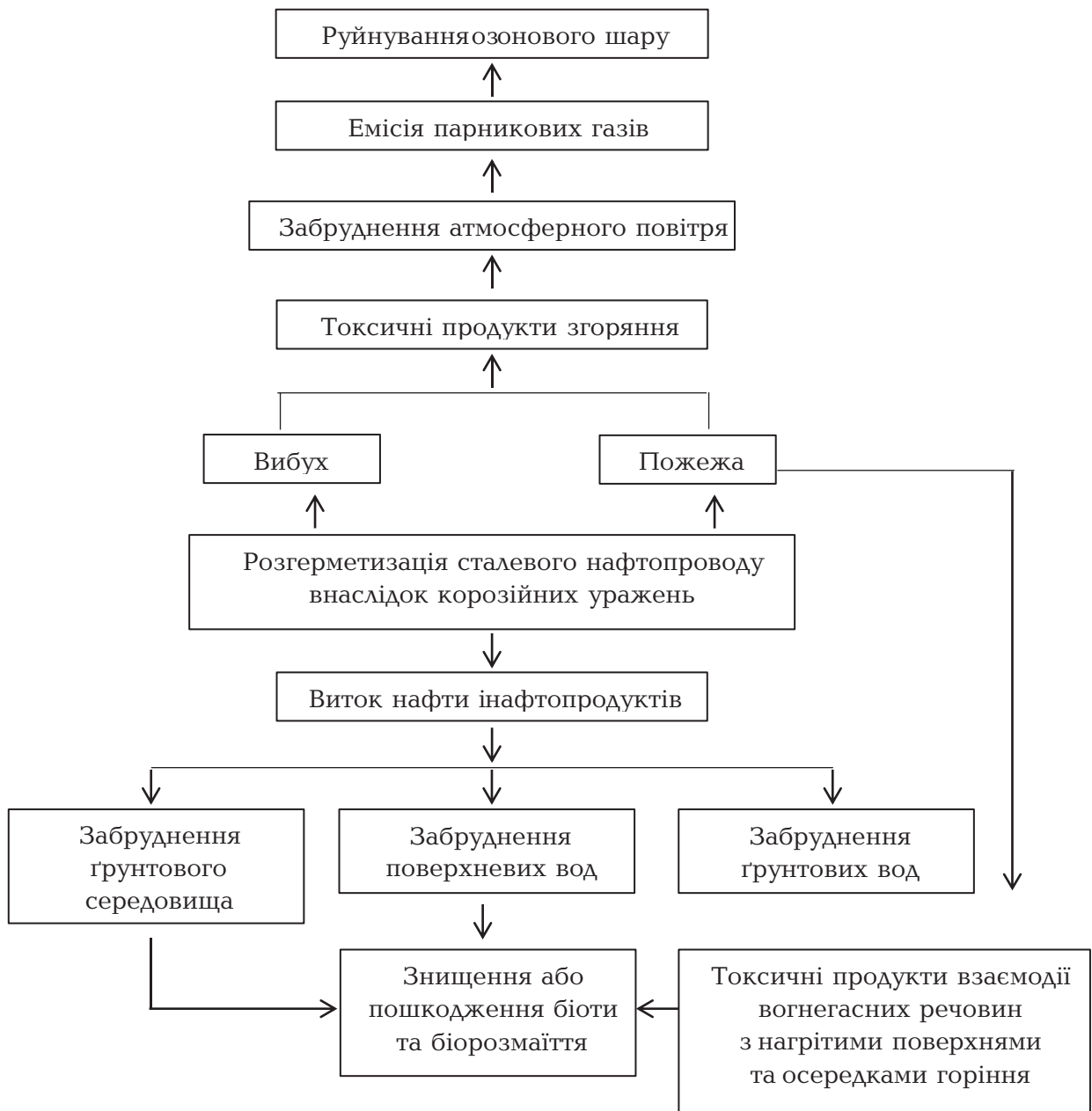


Рис. 1. Схематичне відображення негативного впливу на довкілля наслідків витоків нафти та нафтопродуктів через розгерметизацію нафтопроводів

Одна з масштабних екологічних катастроф, пов'язаних з розгерметизацією нафтопроводу, як вже зазначалося, сталася в Росії на нафтопроводі «Коминельф» у 1994 році (рис. 2).

Численні дослідження щодо поведінки сталі при електрохімічній корозії описані в багатьох наукових роботах. Водночас не врахований вплив локальних корозійних пошкоджень та умов експлуатації конструкцій.

Конкретні задачі, що були пов'язані з безпекою сталевго нафтопроводу, вивчалися у Фізико-механічному інституті ім. Г.В. Карпенка НАН України (ФМІ), Івано-Франківському національ-

ному технічному університеті нафти і газу (ІФН-ТУНГ), Національному технічному університеті України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського», Інституті електрозварювання ім. Є.О. Патона НАН України, Національному університеті «Львівська політехніка». Однак у згаданих роботах недостатньо уваги було приділено саме запобіганню ризиків забруднення довкілля внаслідок внутрішніх та зовнішніх корозійних процесів сталевих нафтопроводів.

Корозійні процеси призводять до деградації фізико-хімічних властивостей сталі та утворення корозійних дефектів на поверхні труби. Впровадження заходів, що запобігають розвитку та про-

тіканню корозії, дасть змогу уникнути витоків нафти та нафтопродуктів. Ефективний захист від внутрішньої корозії нафтопроводу передбачає використання інгібіторів корозії та осадовідкладень. Наявні високоефективні інгібітори корозії металів недешеві, а схеми їхнього синтезу екологічно невигідні з огляду на утворення великої кількості агресивних відходів. Тому постає питання пошуку ефективних інгібіторів корозії металів, які враховували б екологічні та економічні вимоги.

Дослідження технічного стану нафтопроводу на момент обстеження із врахуванням корозійного зношення стінки нафтопроводу допоможе оцінити його довговічність та попередити забруднення довкілля через унеможливлення аварійних витоків нафти, вибухів та пожеж. В опублікованих наукових роботах відображено загальні підходи до визначення залишкового ресурсу сталевих нафтопроводів в умовах дії агресивного середовища, а зовнішні корозійні процеси сталевих нафтопроводів представлені, головним чином, емпіричними залежностями. Розглянуті методи та моделі не враховують наявність пошкоджень ізоляційного покриття, змін середовища експлуатації нафтопроводів тощо. При визначенні залишкового ресурсу конструкцій, які працюють в агресивному середовищі з тріщинками в ізоляційних покриттях, необхідні чіткі уявлення про фізичні та фізико-хімічні процеси, що відбуваються в зоні тріщини труби. Розрахунки повинні базуватися на перевірених даних про кінетику та особливості корозії сталі в тріщині. Також відсутні систематизовані дані з розрахунку ресурсу нафтопроводів, які проєктуються, не узгоджено методики оцінки залиш-

кового ресурсу та не визначено конкретні заходи щодо забезпечення необхідного його рівня.

Тому постала необхідність розроблення нових критеріїв оцінювання корозійних процесів, які враховували б локальні впливи навколишнього середовища, особливості експлуатації нафтопроводів тощо.

Отже, екологічна безпека нафтопроводів, а саме запобігання забрудненню довкілля шляхом застосування розроблених екологічно й економічно прийнятних інгібіторів корозії та осадовідкладень, а також запропонованої методики оцінювання залишкового ресурсу їхньої експлуатації, наразі є актуальною.

Магістральні нафтопроводи експлуатуються в природних умовах, головним чином під землею, тому вони підлягають впливу підземної ґрунтової корозії. Дослідження корозійних властивостей едафічних показників нафтотранспортної системи України, зокрема в Полтавській області, є особливо доречним, оскільки мережа нафтопроводів розгалужена, а ґрунти, в яких вони прокладені, різноманітні за своїм типом, механічними особливостями та іншими властивостями.

На основі моніторингових та науково-технічних досліджень проведено оцінювання ґрунтів у Полтавській області, вздовж трас магістральних нафтопроводів, щодо їхньої корозійної активності за такими показниками: механічний склад ґрунту, вологість, вміст гумусу, хлоридів, сульфатів, нітратів, електропровідність ґрунту тощо. На основі отриманих даних побудовано карти корозійної активності ґрунтів за районами області та показниками, що впливають на агресивність ґрунту (рис. 3).



Рис. 2. Наслідки негативного впливу на екосистеми розгерметизації сталевих нафтопроводів

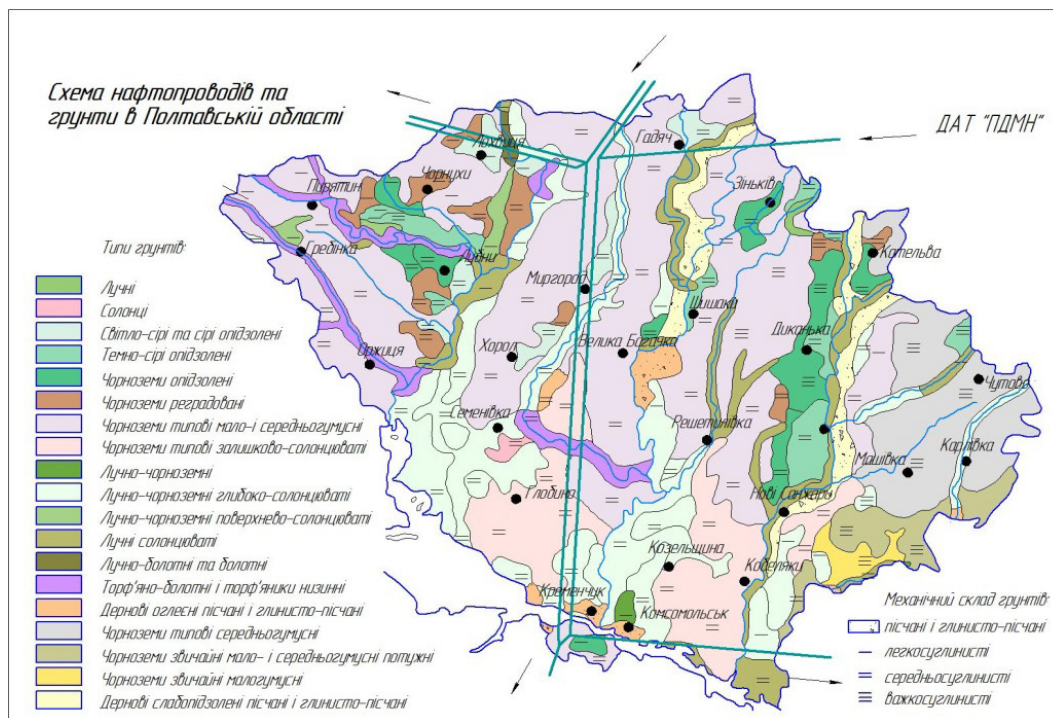


Рис. 3. Карта корозійної активності ґрунтів Полтавської області з урахуванням типу та механічного складу

Результати аналізу карти корозійної активності ґрунтів Полтавської області з урахуванням типу та механічного складу доводять, що магістральні нафтопроводи проходять через неоднакові ґрунти за механічним складом, що створює можливість розвитку та протікання корозійних процесів.

Таким чином, на Полтавщині існують всі умови для розвитку і протікання корозійних процесів на ділянках нафтопроводів, оскільки вони мають значну протяжність та експлуатуються в середовищах, які характеризуються різноманітністю едафічних показників, що значно впливає на корозійний стан сталевих нафтопроводів [7].

Для розрахунку ймовірності випадків забруднення довкілля внаслідок розгерметизації сталевих нафтопроводів авторами запропоновано теорію надійності, відповідно до якої аварійні витіки нафти розглядають як еколого-

техногенний ризик, що призводить до порушення стійкості чинників навколишнього середовища. Згідно з цією теорією, показником надійності відновлюваних об'єктів, до яких належать нафтопроводи, є безвідмовність, яка оцінюється ймовірністю безаварійної роботи, параметрами потоку аварійних подій та проектного терміну експлуатації.

У статті авторами наведено розрахунок ймовірностей виникнення надзвичайних ситуацій, пов'язаних з витокami, загоряннями або вибухами нафтопродуктів внаслідок розгерметизації нафтопроводів та шкідливим впливом на довкілля (табл. 1). Зважаючи на велику протяжність нафтопроводів територією України, у середньому слід очікувати 1 аварію на 10 місяців (7500 годин). Зазначимо, що найбільшу небезпеку можуть спричинити нафтопроводи, які мають найдовшу протяжність, однак потрібно враховувати й термін експлуатації трубопроводу.

Результати розрахунку ймовірностей виникнення надзвичайних ситуацій, пов'язаних з витокami, загоряннями або вибухами нафтопродуктів внаслідок розгерметизації нафтопроводів та шкідливим впливом на довкілля

Назва нафтопроводів	Параметр потоку аварійних подій, W, 1/рік	Проміжок часу безаварійної роботи, T, рік	Імовірність безава-рійної роботи протягом року, P(t)	Імовірність виникнення аварії протягом року, Q(t)
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>
Мічурінськ – Кременчук	0,086975	11,5	0,91670	0,08330
Гнідинці – Глинсько-Розбишівська (I, II нитки)	0,031507	31,7	0,96898	0,03102
Глинсько-Розбишівська – Кременчук	0,036333	27,5	0,96432	0,03568
м. Павлівка – Глинсько-Розбишівська	0,018056	55,4	0,98211	0,01789
Самара – Лисичанськ	0,040351	24,8	0,96045	0,03955
Лисичанськ – Тихорецьк (I, II нитки)	0,101381	9,9	0,90359	0,09641
«НПС Лисичанськ» – Лисичанський НПЗ (I, II нитки)	0,003430	291,5	0,99658	0,00342
Лисичанськ – Кременчук	0,103218	9,7	0,90193	0,09807
Кременчук – Херсон	0,096432	10,4	0,90807	0,09193
Снігурівка – Одеса	0,061176	16,3	0,94066	0,05934
Мозир – Броди (I, II черга)	0,178188	5,6	0,83678	0,16322
Броди – Держжордон (I, II черга)	0,159250	6,3	0,85278	0,14722
Відвід на Угорщину	0,005365	186,4	0,99465	0,00535
Одеса – Броди	0,165056	6,1	0,84785	0,15215
Долина – Дрогобич	0,014381	69,5	0,98572	0,01428
Жулин – Дрогобич	0,010559	94,7	0,98950	0,01050
Орив – Дрогобич	0,005831	171,5	0,99419	0,00581
Борислав – Дрогобич	0,001984	504,0	0,99802	0,00198
Середнє значення	1,167915	0,856	0,31101	0,68899

Імовірність відмови нафтопроводу впродовж року $Q(t)$ можна вважати ймовірністю виникнення екологічного ризику.

Встановлено потенційні небезпеки при можливих витокax нафти і нафтопродуктів за допомогою моделювання розгерметизації лінійної частини магістрального нафтопроводу Глинсько-Розбишевське – Кременчук. Було розраховано обсяги витоків нафти при характерних розмірах дефектних пошкоджень, які показують, що із врахуванням режимів витокy нафти та розмірів пошкодженої ділянки труби середня кількість втрат нафти з моменту зупинки перекачування нафти до закриття засувки (із врахуванням сценаріїв аварій) становитиме 2 774 389,5 кг, при цьому площа забруднення ґрунтової поверхні сягне 3552,44 м².

Відомо, що швидкість внутрішнього корозійного процесу зростає із підвищенням мінералізації підтоварної води нафти. Авторами було досліджено залежність швидкості корозії сталі Ст3, латуні Л62 і міді М-2 від концентрації розчинів хлориду та сульфату натрію. Встановлено, що корозія сталі насамперед залежить від концентрації кисню у воді. Розчинність кисню в розчинах $NaCl$ і Na_2SO_4 поступово знижується зі зростанням концентрації солі, але мало залежить від типу солі, особливо за високих рівнів мінералізації. За високих рівнів мінералізації швидкість корозії сталі незначно знижується при зниженні концентрації розчиненого кисню: від 8,31–8,47 мг/дм³ до 4,35–4,5 мг/дм³.

Також авторами було визначено швидкість корозії сталі Ст20 у розчинах хлориду натрію з концентрацією солі 30 та 100 г/дм³ і в сумішах розчинів хлориду натрію і нафти при різних співвідношеннях. За підвищення температури швидкість корозії сталі Ст20 зростає. При використанні суміші нафти та води швидкість корозії сталі Ст20 при 25 °С знизилась до 0,01838 мм/рік за рахунок гідрофобізації поверхні сталі, а при 80 °С швидкість корозії сталі в суміші води з нафтою не перевищувала 0,3218 мм/рік. При вмісті оцтової кислоти, навіть за наявності нафти, швидкість корозії нафти сягала 0,2305 мм/рік при 25 °С, 0,3089 мм/рік при 30 °С, 1,8534 мм/рік при 60 °С та 1,8920 мм/рік при 80 °С при використанні суміші, що містила 95 см³ водного розчину NaCl (100 г/дм³) та 5 см³ нафти. При збільшенні об'єму нафти до 90 см³ на 10 см³ розчину хлориду натрію швидкість корозії при 80 °С сягала 1,7762 мм/рік.

Для оцінювання стабільності води щодо осадовідкладень розчини, близькі за складом до підтоварних вод нафти, нагрівали протягом 6 годин при температурі 95 °С. Після цього воду охолоджували. Освітлену при відстоюванні воду очищували через фільтр «синя стрічка», визначали залишкові жорсткість та лужність. Модельні розчини, близькі за складом до вод із свердловин нафтових родовищ, які мали лужність на рівні 4,0–4,5 мг-екв/дм³, при високих концентраціях кальцію (> 21 мг-екв/дм³), але відносно невисоких концентраціях сульфатів (< 20 мг-екв/дм³) були схильні до осадотворення за рахунок виділення карбонатних відкладень. Але вода з нафтових родовищ аналізувалась здебільшого після виділення осадів. Гіпсовий складник є суттєвим серед інших хімічних складових відкладень. Якщо врахувати, що вода із свердловин нафтових родовищ містить велику кількість іонів кальцію, стає очевидним, що основна маса гіпсу відкладлась у трубопроводах ще до виходу води на поверхню ґрунту. Це підтверджують результати, отримані за допомогою використання модельних розчинів, які містили, крім іонів жорсткості, сульфати у концентраціях 166 та 438 мг-екв/дм³.

Авторами запропоновано методику розробки інгібіторів осадовідкладень у водах з високою мінералізацією. Найбільш ефективними інгібіторами осадовідкладень у водних

середовищах із високим рівнем мінералізації є фосфонкарбонові або амінофосфонові кислоти та їхні солі. Головними недоліками відомих інгібіторів осадовідкладень є висока вартість дефіцитної сировини та складність процесів їхнього синтезу. При розробці інгібіторів осадовідкладень виходили з того, що висока їхня ефективність обумовлена структурами, які забезпечують хелатоутворення.

Запропонована технологія отримання диметилсульфонатфосфіату натрію (ДМСФН) базується на реалізації процесу, що проходить через стадії синтезу натрієвої солі диметилфосфінової кислоти (ДМФК) з отриманням при взаємодії із сульфідом натрію кінцевого продукту диметилсульфонатфосфіату натрію (ДМСФН).

Для синтезу алкімінофосфонічних кислот використали метилфосфону кислоту, синтезовану при взаємодії фосфористої кислоти, отриманої при гідролізі трихлористого фосфору та параформу або формаліну. При конденсації метилфосфорної кислоти з моностанолоаміном отримали нітрилоксиетилдиметиленфосфонову кислоту НОЕДМФК.

Для оцінювання ефективності інгібіторів осадовідкладення у мінералізованих водних середовищах як стабілізатори осадовідкладення використано відомі фосфатні інгібітори, такі як оксиетилідендифосфонова кислота (ОЕДФК) та нітрилотриметилфосфонова кислота (НТМФК) і синтезовані нами фосфіратно-фосфонатні інгібітори ДМФК, ДМСФН.

Відомо, що карбонатні відкладення утворюються при нагріванні розчинів, що містять гідрокарбонат кальцію в концентраціях 2–5 мг-екв/дм³. Тому ефективність розроблених інгібіторів щодо карбонатних відкладень можна було б оцінити за результатами, отриманими по артезіанській воді (рис. 4). Як видно з рисунку, відомі інгібітори (ОЕДФК та НТМФК) забезпечували високий рівень стабілізаційного ефекту при використанні їх у дозах 2–5 мг-екв/дм³. Високою також була ефективність синтезованих інгібіторів ДМСФН та НОЕДМФК. Дещо нижча ефективність диметилфосфінової кислоти. Пояснюється це тим, що вона може утворювати хелатні сполуки лише в лужному середовищі за рахунок дисоціації метилольних груп.

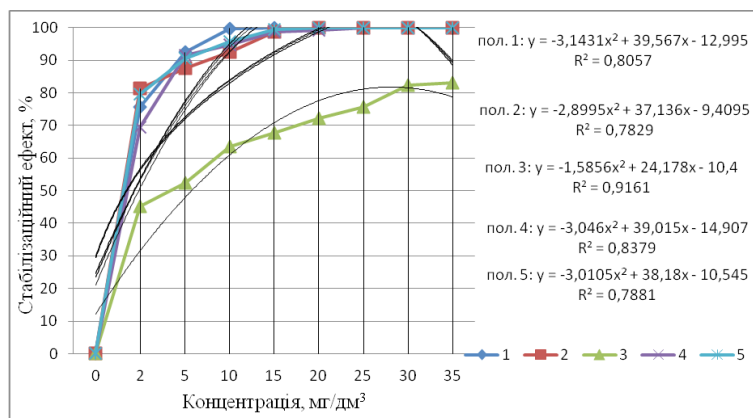


Рис. 4. Графіки залежності стабілізаційного ефекту від концентрації інгібітора осадовідкладень в артезіанській воді при нагріванні її протягом 6 годин за температури 95 С при використанні ОЕДФК (1), НТМФК (2), ДМФК (3), ДМСФН (4), НОЕДМФК (5)

Для оцінки впливу на ефективність інгібіторів осадовідкладення рівня мінералізації води було досліджено їхню ефективність у 10-відсотковому розчині хлориду натрію в артезіанській воді. При підвищенні загального рівня мінералізації води, без зміни концентрацій іонів кальцію та аніонів гідрокарбонату, ефективність інгібіторів накипоутворення не змінилася. При використанні інгібіторів для стабілізації модельного розчину (Ca^{2+} 180,2 мг/дм³, мінералізація – 94 585,0 мг/дм³), в якому мінералізація становила ~ 25 г/дм³, а жорсткість сягала 39,1 мг-екв/дм³ при концентрації кальцію 21 мг-екв/дм³,

ефективність інгібіторів була досить високою. Це пов'язано з тим, що при нагріванні розчину без інгібіторів у осад випадав лише карбонат кальцію. Незважаючи на високу концентрацію іонів кальцію в іншому розчині (180 мг-екв/дм³), вміст сульфатів був заниженим (17,5 мг-екв/дм³) для того, щоб відбувалося виділення осаду гіпсу (рис. 5).

Зміна жорсткості в цьому випадку була на рівні 4,2 мг-екв/дм³ при початковій гідрокарбонатній лужності 5,6 мг-екв/дм³. Тому ефективність фосфонатних та фосфінатних інгібіторів була досить високою.

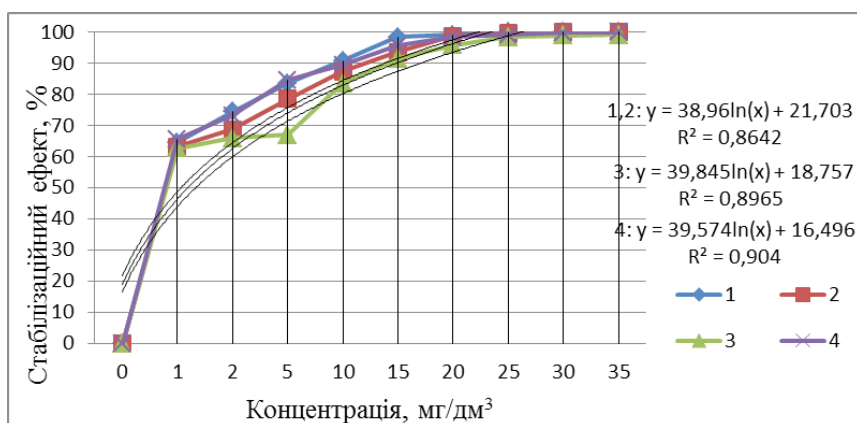


Рис. 5. Графіки залежності стабілізаційного ефекту інгібіторів: ОЕДФК (1), НТМФК (2), ДМСФН (3), НОЕДМФК (4) при нагріванні в модельному розчині (концентрація Ca^{2+} 180,4 мг/дм³, вміст сульфатів 841,0 мг/дм³, жорсткість загальна 241,2 мг-екв/дм³) протягом 6 годин при температурі 95°C

Вже при концентрації інгібіторів 1 мг/дм³ стабілізаційний ефект сягав 45–59 %. При 5 мг/дм³ стабілізаційний ефект для всіх інгібіторів перевищував 80 %. У модельних розчинах, що характеризувалися високими концентраціями сульфатів – відповідно, 166 та 350 мг-екв/дм³,

при концентрації кальцію, відповідно, 180 та 190 мг-екв/дм³ ефективність інгібіторів була низькою при невисоких їхніх концентраціях, проте вона зростала при підвищенні концентрації інгібіторів.

ОЕДФК та ДМСФН у модельному розчині забезпечували стабілізаційний ефект понад 90 % при їхніх концентраціях вище 30 мг/дм³, а нітрилфосфонові кислоти – при концентраціях більше 20 мг/дм³. Дещо вищою була ефективність нітрилфосфонових кислот. Це пов'язано з тим, що ці сполуки мають специфічну структуру, яка забезпечує ефективне їх комплексоутворення із кальцієм у сполуках сульфату кальцію. Із наведених результатів видно, що розроблені інгібітори, поряд з уже відомими, забезпечують ефективну стабілізацію мінералізованих підтоварних вод нафти, що утворюються в процесі нафтовидобування, відносно осадовідкладення.

У мінералізованих водах кращими визначено інгібітори корозії адсорбційного типу, які здатні тонкою плівкою сорбуватися на поверхні металу, суттєво знижуючи швидкість його окислення при взаємодії із водою.

Для захисту металів у водно-нафтових сумішах частіше використовують інгібітори на основі алкілімідазолінів, суміші алкілімідазолінів з алкілпірідинієвими та/або четвертинними амонійними сполуками, розчинними в середовищі метанолу. До них належать інгібітори «Корр Мастер 1045» (ТУ 2458 – 003 – 50622652 – 2002), «АКМА» (ТУ 2415 – 005 – 39174041 – 2002), «JN – ЕСО168» (ТУ У24.5 – 34841217 – 002:2008). Головним недоліком згаданих інгібіторів є високі ціни при відносно значній витратності.

Для отримання екологічно й економічно прийнятних інгібіторів проведено синтез алкілімідазолінів з використанням соняшникової олії та диетилентриаміну і етилендіаміну. Про проходження реакції з одержанням імідазоліну реагували за сигналами в ПМР-спектрі у межах 3,2–3,7 м.д. Диетилентриамін дорожчий за етилендіамін, і витрата етилендіаміну на отримання 1 кг імідазоліну на 30 % менша, тому проведено синтез із використанням етилендіаміну. Вихід продукту був кількісним. У подальших дослідженнях визначали ефективність інгібіторів, синтезованих при конденсації олії з диетилентриаміном (АС-1) та етилендіаміном (АС-2).

Як видно з рис. 6, ці інгібітори були досить ефективними у водно-нафтовій суміші із об'ємним вмістом нафти 80 % за відсутності кислоти. За відсутності кислоти у суміші навіть при 80 °С швидкість корозії сталі Ст20 була відносно невеликою – 0,3191 мм/рік. Інгібітори використовували в дозах від 5 до 50 мг/дм³. При концентрації інгібітора АС-1 ступінь захисту від корозії сягав 68 %, а при 50 мг/дм³ – 94 %. При використанні інгібітора АС-2 ступінь захисту становив уже 88 % при дозі 5 мг/дм³. При 25 мг/дм³ ступінь захисту перевищував 90 %. Високою була ефективність цих інгібіторів і при співвідношенні об'ємів нафти та води у суміші 2:8.

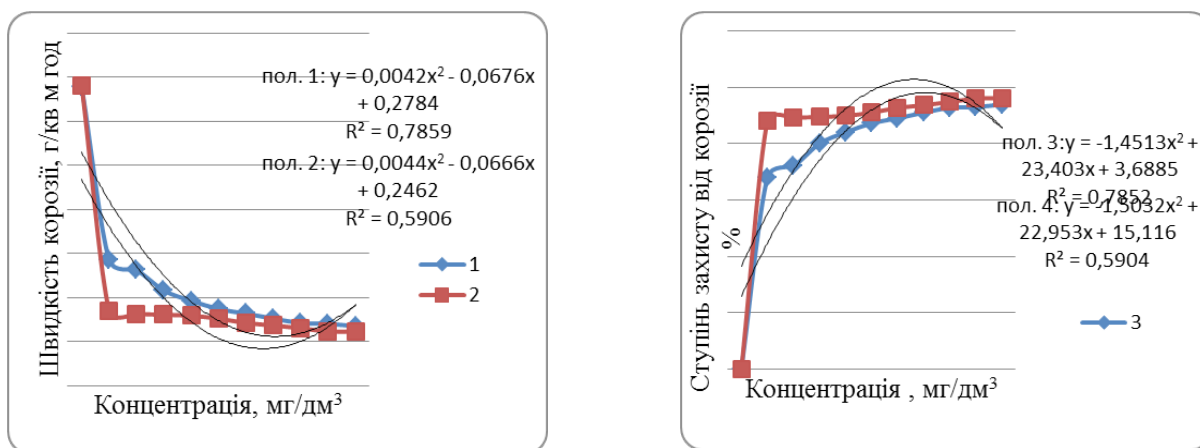


Рис. 6. Зміна швидкості корозії сталі Ст20 (1; 2), ступеня захисту її від корозії (3; 4) при підвищенні дози інгібітора АС-1 (1; 3) та АС-2 (2; 4) при 80 С в середовищі водно-нафтової суміші, що містить в 1 дм³ 200 см³ 3-відсоткового розчину NaCl та 800 см³ нафти

При температурі 80 С ступінь захисту від корозії сталі Ст20 при концентрації інгібіторів 5 мг/дм³ сягав 66–68 % (рис. 7), а при 50 мг/дм³ ступінь захисту для обох інгібіторів переважав 90 %.

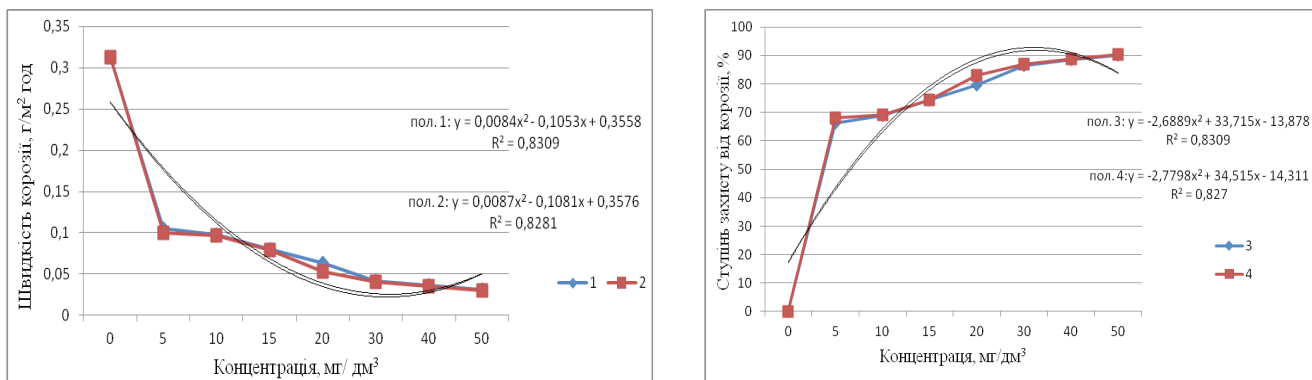


Рис. 7. Залежність швидкості корозії сталі Ст20 (1; 2), ступеня її захисту від корозії (3; 4) від дози інгібітора АС-1 (1; 3) та АС-2 (3; 4) при 80°С водно-нафтовій суміші, що містила в 1 дм³ 800 см³ 3-відсоткового розчину NaCl та 200 см³ нафти

Дещо нижчою була ефективність зазначених інгібіторів у середовищі, яке складалось на 95 % із розчину 3-відсоткового хлориду натрію і 5 % нафти (рис. 8).

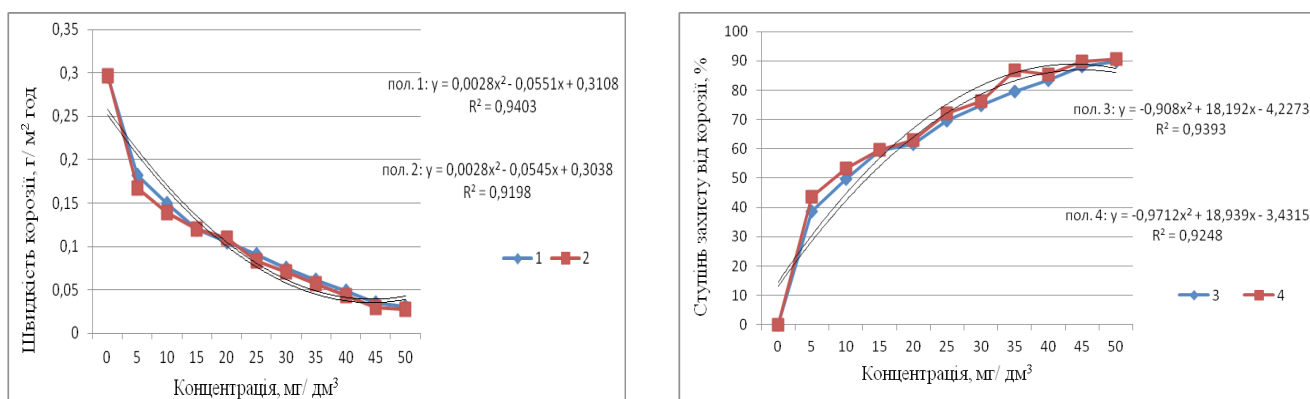


Рис. 8. Залежність швидкості корозії сталі Ст20 (1; 2), ступеня захисту її від корозії (3; 4) від концентрації інгібітора АС-1 (1; 3) та АС-2 (2; 4) у середовищі водно-нафтової суміші (950 см³ 3-відсоткового розчину NaCl, 50 см³ нафти) при 80 С

В цьому випадку при концентрації інгібітора 5 мг/дм³ ступінь захисту сталі Ст20 від корозії для інгібітора АС-1 становив 38,6 %, а для АС-2 – 43,6 %. При концентрації 50 мг/дм³ ступінь захисту сталі від корозії сягав 90 %.

Таким чином, синтезовані інгібітори на основі олії та поліетиленполіамінів, які містять імідазоліни, отримані шляхом безвідходних технологій, за якістю не поступаються кращим відомим інгібіторам корозії сталі у водно-нафтових сумішах. Вони є перспективними, екологічно та економічно прийнятними при захисті нафтопроводів від внутрішньої корозії [8, 9].

Розв'язане завдання розроблення залежності визначення глибини корозії на ділянці труби шляхом моделювання електрохімічної корозії сталі нафтопроводу в тріщині ізоляційного покриття при дії агресивного відносно металу трубопроводу електролітичного середовища, яке зводиться до визначення стаціонарного електричного поля, що виникає при роботі гальванопари з анодом на металі нафтопроводу в тріщині й катодом на металі трубопроводу під ізоляційним покриттям.

Розглянуто електричне поле біля гетерогенного електрода, модель якого складається із 2-х ділянок довільної ширини, котрі відрізняються стаціонарними потенціалами.

Локальний корозійний елемент представлений ділянкою трубопроводу під ізоляційним покриттям (катод) і ділянкою трубопроводу в тріщині під електролітом (анод) (рис. 9).

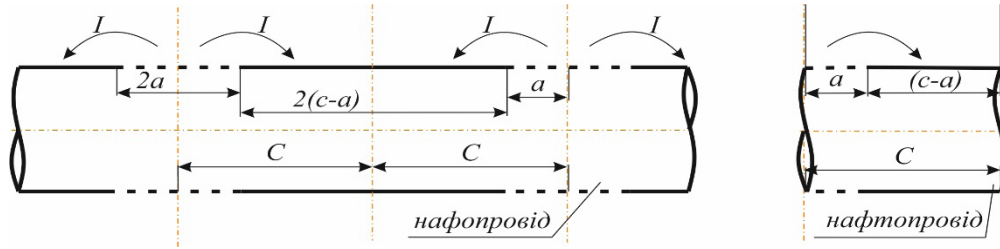


Рис. 9. Схема локального корозійного елемента на трубопроводі в ізоляційному покритті з тріщиною, де c – відстань між серединами ділянок; $2a$ – ширина анодної ділянки; $2(c - a)$ – ширина катодної ділянки

Визначення розподілу потенціалу електричного поля в цьому випадку може бути зведене до розв’язання двовірного рівняння Лапласа із заданими граничними умовами, рішення якого може бути отримане методом Ейлера-Фур’є:

$$\begin{aligned} \phi(x, y) &= \frac{a(E_a - E_K) + cE_K}{c} + \sum_{k=1}^{\infty} \frac{2(E_a - E_K)}{\pi k \left(1 + \frac{\pi k}{c} L\right)} \sin \frac{\pi k}{c} a \cos \frac{\pi k}{c} x e^{-\frac{\pi k}{c} y} = \\ &= \frac{a(E_a - E_K) + cE_K}{c} + \frac{2(E_a - E_K)}{\pi} \sum_{k=1}^{\infty} \frac{\sin \frac{\pi k}{c} a}{\left(1 + \frac{\pi k}{c} L\right) k} \cos \frac{\pi k}{c} x e^{-\frac{\pi k}{c} y}. \end{aligned} \quad (1)$$

Враховуючи, що $i = -\gamma \left(\frac{d\phi}{dy} \right)_{y=0}$, із (1) отримано вираз для визначення розподілу щільності струму на поверхні одного локального елемента:

$$i(x) = \frac{2(E_a - E_k) \gamma}{c} \sum_{k=1}^{\infty} k \frac{\sin \frac{\pi k a}{c} \cos \frac{\pi k x}{c}}{k \left(1 + \frac{\pi k l}{c}\right)}, \quad (2)$$

де E_a, E_k – безструмові (стаціонарні) потенціали анодної та катодної ділянок;

γ – питома електропровідність корозійного електролітичного середовища;

b – коефіцієнт поляризації сталі нафтопроводу в цьому середовищі;

a – половина ширини анодної ділянки;

c – відстань між центрами анодної та катодної ділянок; $L = y \cdot b$ – характеристика поляризації.

Щільність струму на поверхні локального елемента змінюється по довжині. Інтегруючи вираз від 0 до a , знайдемо анодний струм одного елемента.

Характерною особливістю підземної корозії трубопроводів є можливість доступу кисню до їхньої поверхні. Для встановлення значення щільності струму при кисневій деполяризації розглянуто переріз трубопроводу діаметром $2r$, який знаходиться на глибині h у ґрунті з постійною концентрацією кисню C_n . Якщо на електроді справедливі умови дифузної кінетики, то в стаціонарному стані щільність струму може бути виражена через швидкість дифузії деполяризатора, віднесеної до одиниці площі поверхні електрода. В цьому випадку справедливим є перший закон Фіка, згідно з яким потік кисню (q) в умовах лінійної дифузії дорівнюватиме:

$$q = -D \left(\frac{\partial c}{\partial \rho} \right)_{y=0} \quad (3)$$

де D – коефіцієнт дифузії кисню в ґрунті, м²/рік;

$\frac{\partial c}{\partial \rho}$ – градієнт концентрації кисню поблизу поверхні нафтопроводу.

За розрахованою щільністю потоку кисню (q) може бути визначений розподіл щільності струму навколо перерізу трубопроводу:

$$i = \frac{F \times q}{M_k} \quad (4)$$

У кінцевому вигляді отримана залежність:

$$i = \frac{1,91 \times 10^{-4} \times C_i \times D \times (a^2 - 1)}{r(1 + a^2 - 2a \times \cos \theta) \ln a} \quad (5)$$

де i – щільність струму, А/м²; F – число Фарадея, $F = 96485$ А·с/моль;

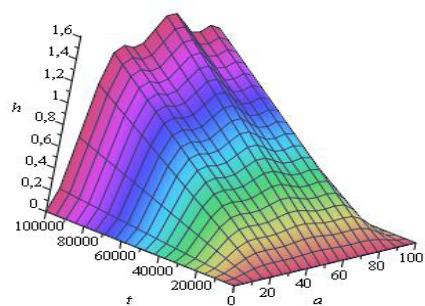
D – коефіцієнт дифузії кисню в ґрунті, м²/рік;

C_i – початкова концентрація кисню, г/м³;

M_k – молярна маса кисню, $M_k = 15,9994$ г/моль;

θ – кут, під яким надходить деполяризатор

а)



(кисень) до нафтопроводу;

a – коефіцієнт, що залежить від радіуса нафтопроводу та глибини закладання.

Отримана залежність для розрахунку глибини корозії на основі математичної моделі локальної електрохімічної корозії сталі трубопроводу в тріщині ізоляційного покриття:

$$h = \frac{12KI}{\pi \times D \times a^2} t, \quad (6)$$

де D – питома вага металу трубопроводу (заліза), г/см³;

I – струм, який проходить через площу поперечного перерізу поверхні виразки, А/см²;

a – діаметр корозійної виразки, мм; K – електрохімічний коефіцієнт металу, г/А·год;

t – тривалість часу, год.

Основними параметрами, які впливають на глибину корозійного пошкодження ділянки нафтопроводу, є розміри анодно-катодних ділянок та характеристики перебігу електрохімічної корозії [10].

Результати дослідження залежності глибини корозії від часу та розмірів анодної ділянки наведені на рис. 10.

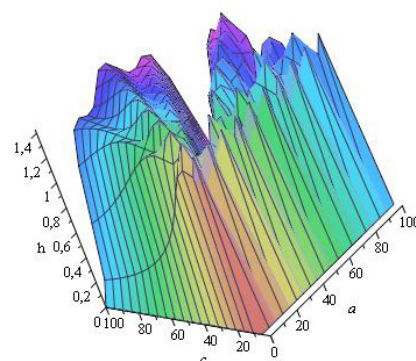


Рис. 10. Поверхня відгуку глибини корозії від часу (а) та розмірів (б) анодної ділянки

Залишкова товщина стінки нафтопроводу визначається, як:

$$\Delta \delta = \delta - h, \quad (7)$$

де δ – номінальна товщина стінки ділянки нафтопроводу, мм.

На основі змодельованих процесів електрохімічної корозії зовнішньої поверхні сталевго нафтопроводу розроблено методологію визначення залишкового ресурсу екологічно безпечної експлуатації нафтопроводу, що дає можливість прогнозувати розвиток зовнішніх корозійних процесів сталевих нафтопроводів

з часом та запобігати забрудненню довкілля. Розроблена методика визначення залишкового ресурсу нафтопроводу за фактором корозії сталі в тріщині ізоляційного покриття заснована на врахуванні зменшення товщини стінки нафтопроводу, що вводиться в розрахунок. Допустима залишкова товщина стінки нафтопроводу відповідає повному вичерпанню ресурсу конструкції.

Товщина стінки трубопроводу є визначальним параметром, що характеризує його міцність. Кожна труба повинна розраховуватись на міцність, для чого їй необхідно знати фактичну товщину стінки з врахуванням робочого тиску і гранично допустиму товщину стінки, при якій не виникне аварійного виливу нафти або нафтопродуктів.

Перевірка міцності нафтопроводу здійснюється за відомим методом граничних станів. Розглядається такий напружений стан нафтопроводу, при якому його подальша експлуатація неможлива. Характеристикою несучої здатності трубопроводів є тимчасовий опір металу труб, або межа міцності.

За відмову трубопроводу за несучою здатністю прийнятий стан, коли напруження від розрахункових навантажень і впливів на досліджуваній ділянці в тріщині, що залишилася після корозії, перевищить межу плинності трубної сталі:

$$\sigma > R, \quad (8)$$

де σ – поздовжнє осьове напруження від розрахункових навантажень і впливів, МПа;

R_s – розрахунковий опір матеріалу труби (межа плинності).

Міцність трубопроводу забезпечується шляхом розрахунку напружень, що виникають у ньому в процесі експлуатації, та порівняння їх з опором матеріалу труби R . При визначенні напруженого стану трубопроводу для перевірки першого граничного стану враховуються напруження, які впливають на руйнівний тиск.

Перевірку на міцність підземних трубопроводів з метою виключення недопустимих деформацій виконують, виходячи

з умов, закріплених у СНіП:

$$[\sigma_{npN}] \leq \phi_2 R_1, \quad (9)$$

$$\sigma_{кц} \leq \frac{m}{0,9k_n} R_2^n, \quad (10)$$

де $[\sigma_{npN}]$ – поздовжнє осьове напруження від розрахункових навантажень та впливів, МПа; ϕ_2 – коефіцієнт, що враховує двовісний напружений стан металу труби (при розтягуючих напруженнях приймається рівним 1);

R_1, R_2 – розрахункові опори розтягу (стиску), МПа.

$$R_1 = \frac{R_1^n m}{k_1 k_n}, \quad R_2 = \frac{R_2^n m}{k_2 k_n}, \quad (11)$$

де m – коефіцієнт умов роботи нафтопроводу;

k_1, k_2 – коефіцієнти надійності за матеріалом трубопроводу;

k_n – коефіцієнт надійності за призначенням нафтопроводу.

Поздовжні осьові напруження визначаються із розрахункових навантажень та впливів з урахуванням пружнопластичної роботи металу. Для прямолінійних ділянок підземних трубопроводів при відсутності поздовжніх та поперечних переміщень і просадок ґрунту поздовжні осьові напруження від впливу внутрішнього тиску, температурного перепаду та пружного згину, МПа, визначаються за формулою:

$$\sigma_{npN} = \frac{0,15 p D_{вн}}{\delta} - \alpha E \Delta t \pm \frac{E D_{зовн}}{2 \rho}, \quad (12)$$

де p – робочий тиск, МПа;

$D_{вн}$ – внутрішній діаметр ділянки нафтопроводу, см.

$$\sigma_{кц} = \frac{p D_{вн}}{2 \delta}, \quad (13)$$

де δ – номінальна товщина стінки ділянки нафтопроводу, см;

α – коефіцієнт лінійного розширення металу труб, град⁻¹;

E – змінний модуль пружності матеріалу труби, МПа;

Δt – розрахунковий температурний перепад, °С;

ρ – мінімальний радіус пружного вигину осі трубопроводу, см.

Різниця між граничною несучою здатністю на момент обстеження і розрахунковим зусиллям, що діє на конструкцію під час експлуатації, створює запас за несучою здатністю, який може бути врахований при розрахунках залишкового ресурсу конструкції з ураженою корозією ділянки трубопроводу в тріщинах ізоляційного покриття.

Розрахунок дійсних напружень, котрі виникають у трубопроводі на момент обстеження, виконують шляхом врахування зменшення товщини стінки нафтопроводу, що вводиться в розрахунок, залежність (13).

Для забезпечення міцності рівень кільцевого напруження в нафтопроводі, який має корозійні ураження, повинен відповідати умові:

$$\frac{p(D_{\text{вн}} + 2h)}{2(\delta - h)} \leq [\sigma_{\text{кц}}], \quad (14)$$

де h – глибина корозії ділянки трубопроводу, мм;

p – робочий тиск на ділянці нафтопроводу, МПа;

$D_{\text{вн}}$ – внутрішній діаметр труби, мм;

$[\sigma_{\text{кц}}]$ – допустиме кільцеве напруження.

Допустима глибина корозії стінки труби $[h]$ розраховується за формулою:

$$[h] = \delta - \frac{\rho D_3}{2([\sigma_{\text{кц}}] + p)}, \quad (15)$$

де D_3 – зовнішній діаметр трубопроводу, мм.

Оскільки для труб $\delta \ll D$, формулу можна застосовувати для випадків внутрішньої та зовнішньої корозії. Ця формула може бути записана так:

$$[\varepsilon] = \left(1 - \frac{p \times D_3}{2\delta([\sigma_{\text{кц}}] + p)}\right) 100\%, \quad (16)$$

де $[\varepsilon] = \frac{[h]}{\delta}$ – допустиме відносне

стоншення стінки нафтопроводу.

Визначення залишкового ресурсу конструкцій – це комплекс робіт, які починаються із оперативної функціональної діагностики, поточного розрахунку міцності й закінчуються розрахунками безпечної роботи конструкції від моменту її технічного діагностування до переходу в граничний стан.

Визначення залишкового ресурсу нафтопроводу за фактором корозії сталі в тріщині ізоляційного покриття виконується шляхом врахування зменшення товщини стінки нафтопроводу, що вводиться в розрахунок.

Залишковий ресурс нафтопроводу доцільно визначити із залежності, в результаті отримаємо тривалість часу до утворення першої виразки t . Знаючи загальну тривалість експлуатації нафтопроводу t_e , можна оцінити залишковий ресурс його ділянки [12].

$$t = \frac{0,08 \times h \times \pi \times D \times a^2}{K \times I}, \quad (17)$$

де $I = \frac{2\gamma(E_a - E_k)}{\pi} \sum_{k=1}^{\infty} \frac{\sin^2 \frac{k\pi a}{c}}{k(1 + \frac{\pi k L}{c})}$

– струм електрохімічної корозії, А; D – питома вага металу трубопроводу, г/см³.

$$T = t - t_g, \quad (18)$$

де t – тривалість до першого витoku нафти, років;

t_g – тривалість знаходження трубопроводу в даних умовах, років.

Крім того, при відомих значеннях допустимого розміру ураженої ділянки нафтопроводу та швидкості корозійного процесу можна визначити залишковий ресурс нафтопроводу:

$$T = \frac{[h]}{i} - t_0, \quad (19)$$

де $[h]$ – допустима глибина корозії ділянки нафтопроводу, мм;

i – швидкість корозії на досліджуваній ділянці нафтопроводу, мм/рік.

Таким чином, застосування запропонованих авторами екологічно та економічно прийнятних інгібіторів корозії металів і осадовідкладень, а також представленої методики оцінювання

залишкового ресурсу екологічно безпечної експлуатації нафтопроводів унеможливить забруднення довкілля нафтопродуктами, продуктами їхнього згоряння або вибуху внаслідок процесів внутрішньої та зовнішньої корозії сталевих нафтопроводів. На рисунку 11 схематично зображено вплив екологічно прийнятних інгібіторів корозії металів і осадовідкладень. Також запропоновано методики визначення залишкового ресурсу нафтопроводів задля запобігання негативному впливу на довкілля наслідків аварійних витоків, загоряння або вибухів нафтопродуктів.

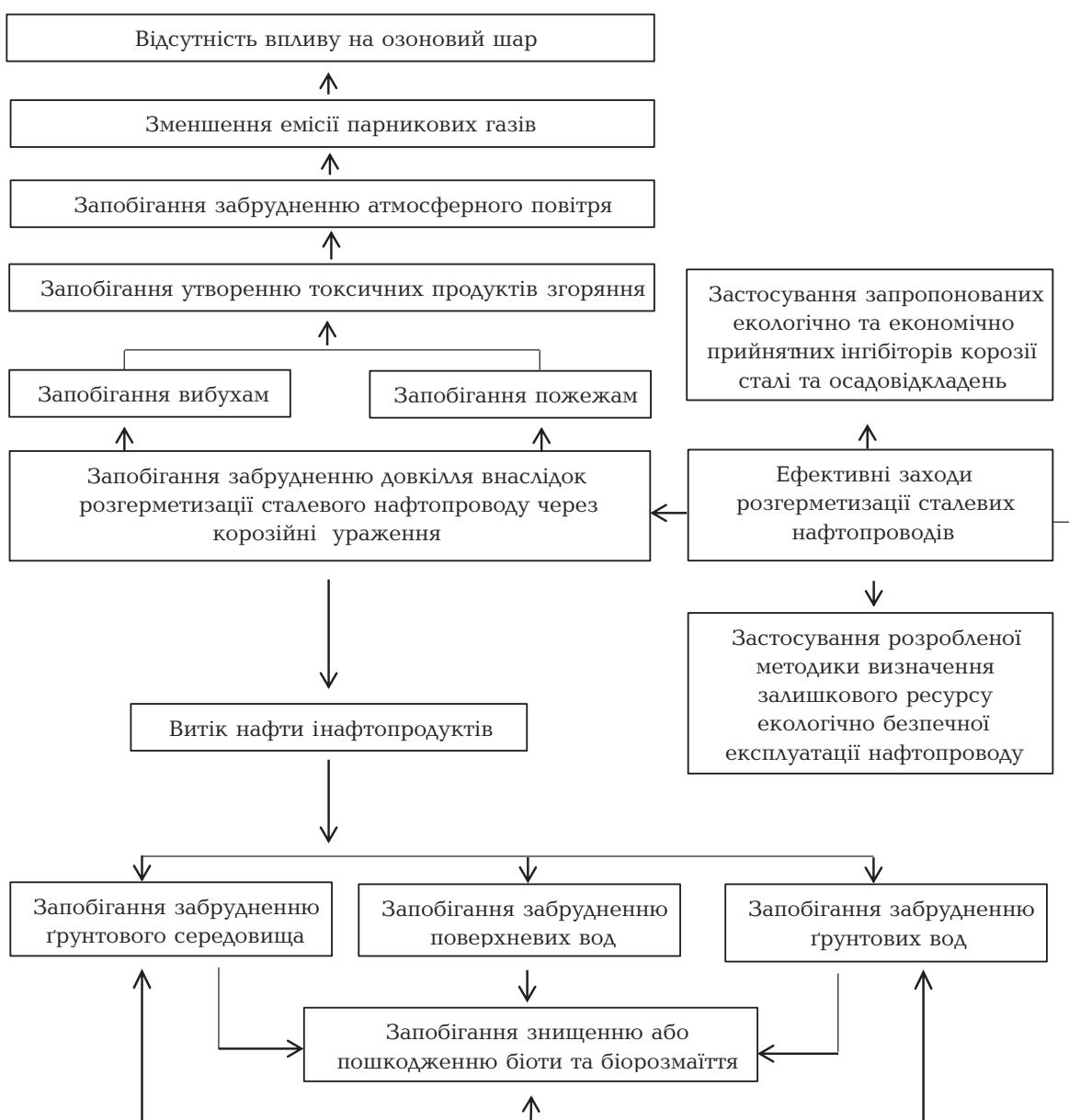


Рис. 11. Схематичне зображення впливу екологічно прийнятних інгібіторів корозії металів і осадовідкладень та запропонованої методики визначення залишкового ресурсу нафтопроводів задля запобігання негативному впливу на довкілля наслідків аварійних витоків, згоряння або вибухів нафтопродуктів

Висновки. У статті запропоновано розв'язання актуальної проблеми створення наукових основ запобігання забрудненню довкілля внаслідок внутрішньої та зовнішньої корозії сталевих нафтопроводів шляхом застосування розроблених екологічно і економічно прийнятних інгібіторів корозії та осадовідкладень, а також запропоновано методики оцінювання залишкового ресурсу їхньої екологічно безпечної експлуатації.

1. За результатами аналізу науково-технічних досягнень з питань шкідливого впливу на довкілля внаслідок аварійних витоків, згоряння або вибухів нафтопродуктів виявлено, що одним із небезпечних чинників є зовнішні та внутрішні корозійні процеси з ризиками розгерметизації сталевих нафтопроводів і виникнення надзвичайних ситуацій. Наслідками означеного є значні екологічні збитки, що пов'язані із втратою нафтопродуктів та суттєвими забрудненнями довкілля.
2. Запропоновано методологію та обґрунтовано методики проведення досліджень, які передбачали застосування як теоретичних, так і експериментальних методів.
3. Розраховано ймовірність виникнення екологічної загрози внаслідок прояву корозійних процесів на сталевих нафтопроводах, яка становить одну аварію за 10 місяців. Проведено розрахунки можливого аварійного витоку нафти для трьох характерних розмірів дефектних уражень на лінійній частині магістрального нафтопроводу Глинсько-Розбишівське – Кременчук та визначено потенційні загрози довкіллю.
4. Виявлено вплив агресивних розчинів ґрунтового середовища на ділянки пошкоджень ізоляційних покриттів сталевих нафтопроводів, на протікання корозійних процесів та побудовано карти ґрунтів за показниками їхньої корозійної активності на прикладі Полтавської області. Виявлено, що за своїми властивостями ґрунти Полтавщини зумовлюють виникнення та розвиток корозійних процесів на зовнішніх поверхнях нафтопроводів, що значно підвищує ймовірність випадків забруднення довкілля внаслідок розгерметизації сталевих нафтопроводів.
5. За результатами теоретичних та експериментальних досліджень встановлено, що швидкість корозії нелегованої та нержавіючої сталі, міді, а також латуні підвищується зі зростанням ступеня мінералізації підтоварної води нафти, а швидкість корозії у мінералізованих водах та в сумішах мінералізованої води із нафтою зростає при підвищенні температури з 30 °С до 80 °С у діапазоні від 3 до 6 разів. Також встановлено, що за наявності карбонових кислот у нафті швидкість корозії сталі Ст20 при 80 °С зростає від 1,9 до 3,8 мм/рік.
6. Теоретично обґрунтовано хімічний склад та схеми безвідходних процесів синтезу екологічно прийнятних інгібіторів корозії металів з умістом рослинної олії, поліетиленполіамінів та розчинника (АС-1, АС-2), а також інгібіторів осадовідкладень з умістом диметилфосфінової кислоти, диметилсульфонатфосфіату натрію, нітрилооксиетилендиметилфосфонові кислоти.
7. Встановлено, що запропоновані інгібітори осадовідкладень порівняно з відомими інгібіторами за однакових концентрацій забезпечують досягнення значення стабілізаційного ефекту понад 90 % у разі наявності в нафтопроводі мінералізованих підтоварних вод нафти за температури до 95 °С. Також виявлено, що запропоновані інгібітори корозії металів за своїм ефектом та якістю не поступаються відомим, але переважають їх за економічними показниками щонайменше у 1,2 рази.
8. Змодельовано процес електрохімічної корозії сталевих труб у тріщинах ізоляційного покриття внаслідок впливу агресивних електролітичних розчинів та обґрунтовано, що основну роль у протіканні корозійних процесів відіграє робота макрогальванічних пар «сталь нафтопроводу в тріщині – сталь нафтопроводу під ізоляційним покриттям». Струм цих гальванопар є універсальним показником для розрахунку залишкової товщини стінки у тріщинах задля запобігання аварійному витоку нафти і забрудненню довкілля. Розраховано швидкість електрохімічної корозії модельної ділянки

нафтопроводу в тріщинах ізоляційного покриття у разі впливу на них агресивних електролітичних розчинів.

9. Змодельовано процес електрохімічної корозії за кисневої деполяризації в умовах експлуатації нафтопроводу на основі рівняння дифузії кисню і побудовано номограму для визначення щільності струму при кисневій деполяризації та карту щільностей корозійного струму на ділянках нафтопроводів Полтавської області.
10. Змодельовані процеси покладено в основу методології визначення залишкового ресурсу екологічно безпечної експлуатації нафтопроводу, що дає змогу прогнозувати розвиток зовнішніх корозійних процесів сталевих нафтопроводів з часом та запобігати забрудненню довкілля.
11. Розроблено рекомендації та пропозиції щодо застосування запобіжних заходів задля унеможливлення забруднення довкілля внаслідок корозії сталевих нафтопроводів шляхом застосування розроблених екологічно і економічно прийнятних інгібіторів корозії та осадовідкладень, а також запропонованої методики оцінювання залишкового ресурсу їхньої експлуатації.

ЛІТЕРАТУРА

1. Масштабные прорывы: топ-5 крупнейших разливов нефти на нефтепроводах. URL: <https://www.rbc.ru/business/10/04/2018/5ac5c1a09a79475b6da9027d> (дата звернення: 06.05.2020).
2. Ждек А.Я., Грудз В.Я. Визначення залишкового ресурсу тривало експлуатованих нафтопроводів із врахуванням наявних корозійних дефектів та умов експлуатації. *Науковий вісник: ІФНТУНГ*. 2012. С. 58–66.
3. Поляков С., Клименко А., Ниркова Л., Малькова О. Електрохімічний моніторинг магістральних трубопроводів на корозійно-

небезпечних ділянках. *Фізико-хімічна механіка матеріалів*: спец. вип. 2008. № 7, Т. 2. С. 761–766.

4. Ефективні конструктивно-технологічні рішення об'єктів транспортування нафти і нафтопродуктів у складних інженерно-геологічних умовах: монографія / Онищенко В.О. та ін. Полтава, ФОП Пусан А.Ф., 2018. 258 с.
5. Андрейків О.Є., Никифорчин Г.М., Штойко І.П., Лисик А.Р. Оцінка залишкового ресурсу труби нафтопроводу зі зовнішньою поверхневою корозійно-механічною тріщиною за ламінарного потоку нафти і багаторазових гідрударів. *Фізико-хімічна механіка матеріалів*. 2017. С. 80–88.
6. Андрейків О.Є., Гембара О.В. Вплив ґрунтової корозії і транспортованих продуктів на довговічність зварних з'єднань нафтогазопроводів. *Фізико-хімічна механіка матеріалів*. 2013. № 2. С. 52–58.
7. Степова О.В. Районування території Полтавської області за показниками корозійної агресивності ґрунтів. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2018. № 3. С. 106–112.
8. Гомеля М.Д., Степова О.В. Оцінка корозійної активності мінералізованих пластових вод нафтових родовищ. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2019. № 3. С. 5–11.
9. Гомеля М.Д., Степова О.В., Камаєв В.С. Розробка інгібіторів осадовідкладень у водах з високою мінералізацією. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського*. Серія: Технічні науки. 2019. № 5. С. 55–61.
10. Stepovaja E., Holik Yu., Frađa K. Methods for precautionary management of environmental safety at energy enterprises. *Науковий вісник Національного гірничого університету*. 2018. № 6 (168). С. 173–177.

ПЕРЕВАГИ ВНУТРІШНЬОГОСПОДАРСЬКОЇ УТИЛІЗАЦІЇ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ВІХОДІВ

Якушко С.І.

Сумський державний університет
вул. Римського-Корсакова, 2, м. Суми, 40007
yaseriv52@gmail.com

Стаття присвячена комплексній переробці відходів сільськогосподарського виробництва, яка дозволяє замкнути всі стадії виробництва у єдиний ланцюг, тобто створити безвідходне виробництво. Доведено, що утилізацію відходів необхідно проводити на місці їх виробництва, завдяки чому відбувається зниження собівартості продукції та покращення охорони довкілля.

Ключові слова: сільськогосподарські відходи, безвідходні технології, охорона довкілля.

Advantages of internal recycling of agricultural waste for an enterprise. Yakushko S.

The article presents a method of reprocessing the agricultural waste, which allows to lock all stages of production into a single chain, thus creating a waste-free production. It has been proved that in order to reduce the costs and protect the environment, waste disposal should be carried out at the place of its production.

Keywords: agricultural waste, waste-free technology, environmental protection.

Метою даного розроблення є визначення підходів, які дозволять сільськогосподарському виробникові здійснити шляхи переходу до безвідходного біологічного землеробства з виробництвом експортно спроможної продукції (гранульованих добрив на органічній основі та екологічно чистих продуктів харчування) з одночасним запобіганням надходження в довкілля небезпечних викидів біогенних речовин (метану та діоксиду вуглецю).

Більшість населення світу, незалежно від расової або класової належності, політичних поглядів та ідеологічних уподобань все частіше називають Землю спільною домівкою. Нині, коли на планеті під впливом діяльності людини відбулися значні зміни природи, дедалі

більшого значення набуває гармонійна взаємодія суспільства та довкілля, оскільки людина отримує від природи все необхідне для життя, а саме: енергію, продукти харчування тощо. Тому вкрай необхідна чітка стратегія охорони довкілля та посилений контроль за природокористуванням.

Це є одним із найважливіших чинників, що спричинили і продовжують зумовлювати погіршення стану природних екосистем, внаслідок антропогенного впливу (надмірне використання ксенобіотиків, хімічне забруднення, неконтрольоване застосування пестицидів та забруднення атмосфери різними викидами тощо). Наша планета Земля вже не витримує екологічних потрясінь, про що свідчить зростаюча кількість засух, повеней, глобальне потепління, зростання озонових дір, кислотних дощів, міління озер та річок тощо.

Означені загрози стосуються також й сільського господарства, яке має значний вплив на природне середовище, як і будь-яка інша галузь господарства. Інтенсифікація сільськогосподарського виробництва та розширення ареалів сільськогосподарських угідь призвели до зростання кількості відходів та їх негативного впливу на довкілля.

Природне середовище значно забруднюють відходи землеробства та відходи з тваринницьких комплексів. Такі шкідливі гази, як діоксин вуглецю та метан, що утворюються в результаті розкладання гною, при спалюванні біомаси, сприяють виникненню парникового ефекту, що зменшує озоновий шар Землі.

В сучасному виробництві відходи агропромислового комплексу не завжди знаходять застосування, хоча є цінною органічною сировиною. На тваринницьких фермах накопичується мільйони тон органічних

добрив. Стоки з тваринницьких комплексів становлять подвійну небезпеку, оскільки створюють одночасно хімічне та біологічне забруднення довкілля, забруднюють ґрунт, воду, повітря та руйнують озоновий шар планети.

Безпосередньо в сільськогосподарському виробництві відходів практично не повинно бути. За винятком гною (не слід плутати гній і органічне добриво – для того, щоб стати добривом, гній повинен пройти ще обробку). Практично всі види відходів з сільськогосподарської продукції виділяються якщо не на стадії збирання (солома, гичка), але й на стадії первинної переробки (полова при обмолоті зерна), не кажучи вже про промислову переробку.

Тому питання ресурсозбереження, запровадження безвідходних технологій переробки сільськогосподарської сировини є найвужчим місцем переробної промисловості аграрно-промислового комплексу (АПК). Відходи, побічні продукти виробництва та переробки сільськогосподарської продукції є значним резервом ресурсозбереження, який використовується вкрай недостатньо. Нераціональне використання вихідної сировини, її біомаси, на одержання якої вже було витрачено значну кількість трудовитрат, знижують ефективність функціонування АПК. Крім того, відходи виробництва при потраплянні в довкілля, забруднюють його, що в кінцевому підсумку знижує ефективність не лише АПК, а й суспільного виробництва через значні екологічні збитки.

Однією зі стратегічних проблем сучасної науки є підтримання замкненості природних циклів. Відходи утворюються не лише в результаті людської діяльності, а й виникають практично в кожній ланці замкнених природних циклів. Але, що дуже важливо, в природних циклах вони практично повністю утилізуються в подальших ланках, відіграючи для них роль ресурсу. На жаль, це не стосується відходів, що утворюються в результаті діяльності людини.

Основна маса продуктів та матеріалів, які використовує людина, рано чи пізно асимілюються природою. Проте швидкість накопичення відходів перевищує швидкість їх асиміляції, а топографія створення й перетворення на відходи цих продуктів і матеріалів суттєво відрізняють-

ся, тому що ці ланцюги практично не замкнені. Виникнення і розвиток штучних ланцюгів дуже небезпечні не лише своєю власною не замкненістю, а й тим, що вони стали основою системи руйнування природних біогеохімічних циклів, що розширюються.

Водночас широкий спектр відходів може бути використаний у подальшому. Насамперед, це стосується такого небезпечного виду відходів, як відходи тваринництва та птахівництва. Нині у світі здебільшого використовують небіологічні (мінеральні) добрива, в яких разом з основними елементами живлення наявні різні домішки у вигляді солей важких металів, радіоактивних ізотопів, оскільки сировина для їх одержання (фосфорити, апатити, сирі калійні солі) зазвичай, містять значну кількість цих домішок. Із токсичних елементів можуть бути наявними миш'як, кадмій, свинець, фтор, стронцій, що повинно розглядатися як потенційне джерело забруднення довкілля.

Побічна продукція є ланкою біологічного ланцюга «*ґрунт – рослина – ґрунт*» і повинна використовуватись у цьому ланцюзі з найбільшим ефектом. Рациональна утилізація відтворювальної сировини являє собою важливу господарську та природоохоронну проблему, розглядати яку потрібно з позиції системного підходу. Ця точка зору підтверджується наступними даними:

По-перше, відходи сільськогосподарського виробництва становлять найбільший за масою та обсягом ресурс сільськогосподарської сировини, збір якої перевищує в Україні 450 млн т або 5 млрд м³ щорічно. Вони містять близько 300 млн т органічної сировини.

Біологічні особливості відходів наразі, не дають можливості прямо переробляти їх на основну продукцію. Також вкрай недостатньо технологій комплексного перероблення цих відходів та методів зменшення їх шляхом освоєння маловідходних та безвідходних технологій.

По-друге, великі обсяги відходів, порівняно з основною продукцією та чітка залежність між збільшенням кількості відходів і виробництвом сільськогосподарської продукції обумовлюються досягненнями агрохімії. Дійсно, рослина розвивається як єдине ціле і лише в період

збирання та перероблення продукції її поділяють за функціональним використанням на основну і побічну. Таким чином, з підвищенням рівня врожайності, зростанням тваринництва, птахівництва, переробної промисловості будуть збільшуватися і обсяги відходів, для яких необхідно знайти ефективне господарське використання.

По-третє, рослинні залишки, відходи тваринницьких комплексів та птахофабрик є основним продуктом живлення целюлозорозкладальної мікрофлори, життєдіяльність якої забезпечує нормальне проходження біологічних процесів у ґрунті, тобто відтворення родючості ґрунту.

По-четверте, доцільно розширити асортимент добрив та повноцінних кормів тваринам та птиці за рахунок утилізації рослинних решток, гною, які будуть цінним білком і стимулятором росту, що дозволить значно зменшити потребу тваринництва у концентратах.

Уп'яте, раціональне ведення господарства з використанням відтворювальних ресурсів передбачає дотримання вимог, що забезпечать безперервне поповнення сировини. У нашому випадку гарантоване дотримання основної сільськогосподарської продукції визначається правильною утилізацією відходів.

Важливо зазначити, що утилізація відходів повинна проводитися на місцях їх виробництва за допомогою технологій та технічних засобів, які мають велику потужність та забезпечують низькі трудовитрати. Невеликі ціни на відходи стимулюють внутрішньогосподарське використання цього ресурсу.

Органічне походження цих відходів робить доцільним їх утилізацію в сільськогосподарському виробництві, а саме:

- у рослинництві - нові натуральні добрива пролонгованої дії із синхронним ефектом для відтворення родючості ґрунту і підвищення врожайності та покращення якості сільськогосподарських культур;
- у тваринництві - на годівлю тварин і птиці та часткової заміни концентратів за рахунок добавок, отриманих у результаті перероблення відходів.

Нині роботи з утилізації відходів найменше механізовані та не відпрацьовані методи й технології їх перероблення.

Комплексне використання відходів відповідає вимогам ефективного освоєння природних ресурсів та енергії, задоволенню потреб людини та захисту довкілля, вимагає створення й освоєння раціональної та внутрішньогосподарської системи їх утилізації.

Раціональна система утилізації є складовою сучасної системи ведення господарства, що входить до системи рослинництва і тваринництва, вона охоплює повний завершений цикл утилізації основних сільськогосподарських відходів.

Таким чином, вирішення проблем перероблення вторинних ресурсів дозволить отримувати нові види корисних продуктів у вигляді добрив і нетрадиційних джерел енергії.

Настав час перейти до науково обґрунтованих методів ведення землеробства, що базується на біолого-екологічних принципах. При науково обґрунтованому веденні біодинамічного господарства використання енергії на виробництві продукції різко скорочується і може досягати 60 %. При цьому важливим фактором є максимальне збагачення ґрунту органічною сировиною, збільшення мікрофлори, її складу, особливостей функціонування мікробного ценозу, якісний стан гумусу ґрунту тощо.

Отже, отримуємо можливість організувати сільськогосподарське виробництво, використовуючи переробку відходів органічного походження шляхом комплексних біотехнологічних методів. Це дозволить вирощувати біологічно повноцінну продукцію для дитячого, дієтичного та лікувального харчування, яку людина зможе вживати без ризику для здоров'я.

Комплексні технології перероблення вторинної органічної сировини як основа біологічного землеробства. Щорічно у світі утворюється величезна кількість органічних відходів сільськогосподарського, промислового та побутового походження. В непереробленому стані їх використовують лише локально. Проблема полягає в ефективному переробленні великої кількості органічних відходів, які

накопичуються біля тваринницьких ферм, птахофабрик та на очисних спорудах великих міст.

Гній та відходи від тваринницьких господарств завжди використовували як органічні добрива, але для збереження його поживних речовин потрібні додаткові заходи. Справа в тому, що гній «виробляється» щодня, а використовується сезонно – здебільшого навесні та восени. Упродовж 5-6 місяців зберігання, під впливом мікроорганізмів у ньому відбуваються складні біохімічні процеси розкладання органічних речовин, унаслідок цього утворюються нестійкі азотні сполуки, які потім перетворюються на газоподібний аміак, вуглекислий газ та воду. Випаровування аміаку є причиною того, що з гною, за час його зберігання, втрачається понад 50 % азоту. Проте цим втрати не обмежуються. Якщо розкиданий по полю гній одразу не приорати, то через 4 години з нього зникне 55 % аміачного азоту, а через 48 годин – 78 %. Відповідно зменшиться й ефективність внесеного добрива: коефіцієнт корисної дії цих добрив становить 10–15 %. Ще більші втрати (близько 70 %) відбуваються при промерзанні з подальшим відтаванням.

У 1990 році було підраховано, що економічні втрати від невикористання поживних ресурсів гною дорівнюють вартості запланованого на рік випуску мінеральних добрив. Складається парадоксальна ситуація: господарства витрачають значні кошти на закупівлю мінеральних добрив, тоді як тонни органічних добрив утворюються поряд з цими господарствами (гній великої рогатої худоби, торф, солома, тирса, кора, компост тощо).

Ефективність використання пташиного посліду, як органічного добрива, значно знижується у разі необґрунтованого збільшення витрат води на птахофабриках. За такого розбавлення вміст елементів живлення зменшується у 1,5–2 рази. До зменшення ефективності органічних добрив призводить також внесення їх у весняний період, несвоєчасне приорування, нерівномірність внесення, відсутність типових гноєсховищ, недосконала техніка для внесення тощо.

У таблиці наведено середні втрати азоту і органічної речовини залежно від періоду зберігання.

Таблиця

Середні втрати азоту і органічної речовини залежно від періоду зберігання

Втрата	Субстрат	Період зберігання		
		2 міс.	4 міс.	6 міс.
Азот загальний, %	Органічні відходи	15-20	25-35	40
Органічна речовина, %		20-25	30-35	50

Органічні відходи у разі відсутності перероблення, стають джерелом забруднення землі, водоймищ та повітря, а при неправильному їх зберіганні або при неефективному переробленні та використанні вони втрачають значну кількість поживних елементів.

У той самий час з органічними добривами доцільно вносити до 1,75 млн т азоту, 0,8 млн т фосфору і 2,4 млн т калію, що становить майже 60 % від загальної потреби в добривах [2].

Раціональна утилізація рослинної сировини, відходів тваринництва та птахівництва є важливою господарською проблемою, розглядати яку потрібно з позицій системного підходу. Побічна

продукція є ланкою біологічного ланцюга **ґрунт – рослина – тварина – ґрунт** або **ґрунт – рослина – ґрунт**, повинна використовуватися в цьому ланцюзі з найбільшим ефектом.

Рослинні залишки, відходи тваринницьких комплексів та птахофабрик є основним продуктом живлення целюлозорозкладної мікрофлори, життєдіяльність якої забезпечує нормальне проходження біологічних процесів у ґрунті, сприяє збільшенню вмісту органічної речовини та утворенню гумусу, тобто відтворенню родючості ґрунту.

Раціональне ведення господарства з використанням відновлюваних ресурсів

передбачає дотримання вимог, що забезпечують безперервне поновлення сировини. Гарантоване отримання основної сільськогосподарської продукції визначатиметься правильною утилізацією відходів.

Органічне походження цих відходів робить доцільним їх утилізацію в сільськогосподарському виробництві, а саме:

- в рослинництві - на нові натуральні добрива пролонгованої дії (біогумус, вермикомпост, органо-мінеральні добрива) для відтворення родючості ґрунту, підвищення врожайності та покращення якості сільськогосподарських культур;
- у тваринництві - для годівлі тварин і птиці, та часткової заміни концентратів за рахунок домішок, отриманих внаслідок перероблення відходів.

Одночасно з'являється можливість забезпечувати господарство нетрадиційними відновлюваними та дешевими видами палива: рідким паливом (біодизель) та твердим паливом (пелети або брикети).

Роботи з утилізації відходів потребують подальшої механізації і розроблення комплексних

методів та технологій їх перероблення. Комплексне використання відходів відповідає вимогам ефективного освоєння природних ресурсів та енергії, задоволення потреб людини та захисту довкілля, вимагає створення й освоєння регіональної та внутрішньогосподарської систем їх утилізації.

Тому завдання полягає в розробленні технологій з комплексного перероблення згаданих відходів за енергозбережними технологіями. Утилізація відходів повинна здійснюватись у місцях їх виробництва за допомогою технологій та обладнання, які мають достатню потужність та дозволяють виготовляти продукцію за низькою собівартістю.

Перехід на ефективну внутрішньогосподарську утилізацію відходів, насамперед, сільськогосподарського виробництва та переробної промисловості стане практичною реалізацією принципів безвідходної та маловідходної високоефективної технології. На цій основі необхідно розробити нові підходи щодо створення ресурсозберігаючих, екологічно чистих біодинамічних господарств. Принципова схема такого господарства зображена нижче.

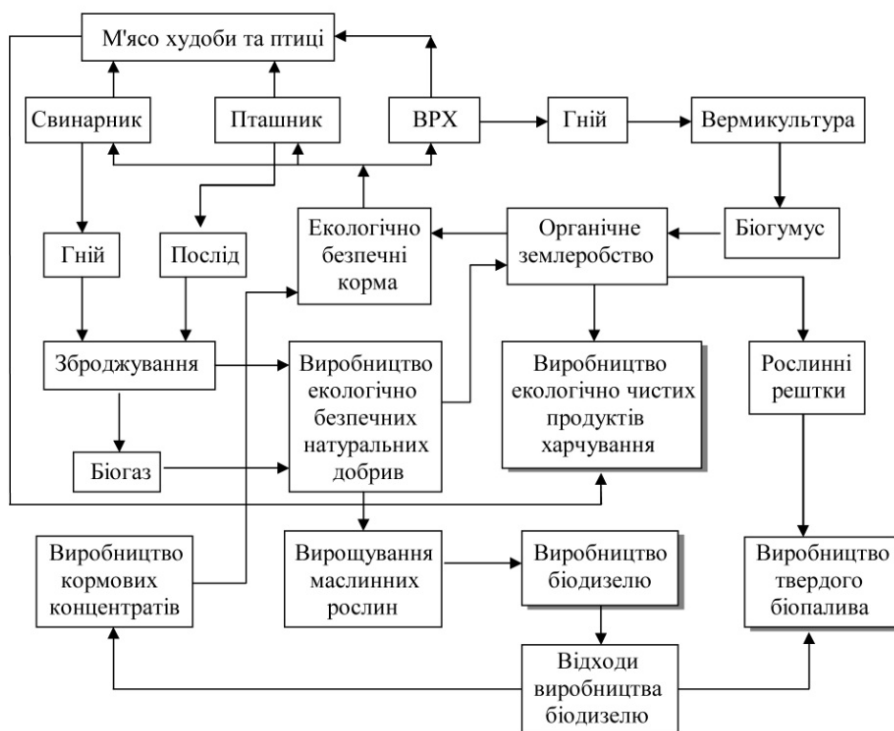


Схема. Комплексна система перероблення органічних відходів сільськогосподарського виробництва (виділені кінцеві продукти перероблення)

Технологія базується на принципово нових підходах і методах утилізації органічних відходів та враховує специфіку сільськогосподарського виробництва. Комплексний підхід до господарського використання побічної продукції також передбачає тенденції у розвитку техніки та враховує дотримання принципів охорони довкілля.

Відповідно до схеми об'єднуються декілька сільськогосподарських виробництв: підприємства з вирощування рослинної продукції і підприємства з розведення худоби (свиней, курей, великої рогатої худоби тощо). Необхідно акцентувати, що кількість і спрямованість підприємств різні, залежно від характерних ознак вибраного регіону.

Декілька сільськогосподарських виробників об'єднується в один замкнений цикл, продукція яких доповнює одна одну та забезпечує себе добривами та енергією.

Розглянемо на прикладі наведеної схеми принцип формування такого комплексу, який обов'язково включає тваринницьку або птахоферму, орні землі для вирощування як органічної харчової продукції так і олійних рослин. Отримані з гною та посліду органічні та органо-мінеральні добрива використовують для власних потреб, а також вони є експортно спроможним товаром для вирощування екологічно чистих продуктів харчування. Вирощену екологічно чисту продукцію використовують як для населення, так і для продажу. Також з неї виробляють корми для відгодівлі тварин, а рослинні рештки переробляють на пелети або брикети, які є сполучною ланкою між технологією енергетики та відповідного комплексу.

Такий комплекс обов'язково оснащують низкою виробництв, які дають можливість одночасно отримувати:

- кормові концентрати для вирощування екологічної тваринної продукції (курей, свиней тощо);
- гранульовані органічні та органо-мінеральні добрива, які за своїми якостями перевищують традиційні мінеральні добрива;
- пелети використовують для отримання пари, необхідної в різних виробництвах,

наприклад, виробництво свинини; для цього не потрібно переоснащувати підприємство новими котлами, а можна використовувати старі котли, на яких додатково встановлювати «передтопки», що дає можливість котлу працювати на різних видах нетрадиційного палива.

Біогаз, який містить 60–70 % метану, можна використовувати в декількох напрямках:

- спалювати в котлах для отримання пари або гарячої води;
- компримувати (стискати), а потім у балонах відправляти споживачам;
- очищати, що дає можливість отримувати газ, який за своїми властивостями не відрізняється від природного;
- при спалюванні у спеціальних установках (когенераторах) можна виробляти електроенергію, яку потім використовувати для власних потреб або передавати в загальні мережі за «зеленим» тарифом, а також заправляти автотранспорт;
- біодизель використовують для заправки автотранспорту.

Усе це дозволяє замкнути всі стадії виробництва, разом із відходами в єдиний ланцюг, тобто створити безвідходне виробництво, яке майже не завдає шкоди довкіллю. У результаті вигідного об'єднання різних виробництв досягається економія усього комплексу в цілому.

Сільське господарство, що базується на відновлюваних природних ресурсах, дозволяє рухатися в екологічно правильному напрямку. Однак це справедливо лише при раціональному використанні агроландшафтів. Дослідження засвідчують, що у вітчизняній аграрній сфері наявний екологоресурсний дисонанс – приріст виробництва в істотному ступені забезпечується надмірною експлуатацією ґрунтових ресурсів, що загрожує їх деградацією. Тим самим ставиться під загрозу екологічна і продовольча безпека країни.

Стало очевидним, що в аграрній сфері економіки необхідно здійснити ряд макроекономічних перетворень, які передбачають:

- постійне збільшення обсягів виробництва високоякісних продовольчих продуктів,

якісну зміну структури харчування населення, підвищення калорійності продукції;

– впровадження екологічно прогресивних (адапованих до місцевих умов) технологій, реалізацію заходів із підвищення родючості ґрунтів [3].

Усвідомлення зростаючої екологічної загрози внаслідок інтенсивного ведення землеробства стимулювало розроблення альтернативних моделей землеробства, які б краще відповідали життєвим інтересам суспільства. Одним із засновників ідеології нових форм ведення сільського господарства був японський філософ Мокиши Окада, який вважав, що сільське господарство повинне вирішувати такі завдання:

- пропонувати продукти харчування, що не лише підтримують життєдіяльність, а й покращують здоров'я людей;
- бути економічно вигідним для виробника та споживача;
- виробляти продукти у кількості, достатній для задоволення потреб зростаючого народонаселення;
- не порушувати біологічної рівноваги в природі, бути екологічно безпечним;
- використовувати досить прості, стабільні й доступні методи та засоби ведення господарства.

Висновок. Перехід до нового, розумного та дбайливого господарювання на землі потребує розроблення та впровадження нової моделі розвитку аграрного сектору економіки України, яка передбачає: поєднання інтересів споживачів і виробників сільськогосподарської продукції, збереження довкілля та покращення екологічної

ситуації. Біологізація землеробства та органічне виробництво сільськогосподарської продукції – це господарська модель, у якій повністю використовуються ресурси рослинного й живого мікробного розмаїття, природи та інтелекту, яка є заміною агрохімічної концепції землеробства на агробіологічну, що враховує закони природи.

Наведений підхід впровадження ефективної внутрішньогосподарської утилізації сільськогосподарських відходів дозволить знизити собівартість продукції та організувати виробництво унікальних гранульованих органічних та органо-мінеральних добрив, пристосованих для вирощування екологічно чистої сільськогосподарської продукції.

ЛІТЕРАТУРА

1. Скляр О. Г. Властивості біодобрив, що отримуються після анаеробної ферментації гною / О. Г. Скляр, Р. В. Скляр // Праці ТДАТУ. – Мелітополь, 2013. – Вип. 13, т. 3. – С. 110–117.
2. Городній М. М. Інтегрована система природоохоронної політики і технології в АПК / М. М. Городній, С. І. Якушко // Наутілус. – 1996. – № 2. – С. 2–6.
3. Впровадження принципів сталого розвитку України на основі розробки еколого-економічної моделі розвитку сировинної галузі та збереження біоресурсів України в сучасних умовах: Звіт Проекту ПРООН «Програма сприяння сталому розвитку в Україні» [Електронний ресурс]. – Режим доступу : <http://www.undpsust.kiev.ua/Docs1u.htm>.

УДК 504.05 : 338: 614.8

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ОБ'ЄКТІВ КРИТИЧНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ

Денисенко І. Ю., Печений В. Л.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського 35, корпус 2, 03035, м. Київ
emaadea@ukr.net

Викладено аналіз стану забезпечення екологічної безпеки об'єктів критичної інфраструктури. Висвітлено проблемні питання системи оповіщення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру на Сході України та запропоновано шляхи її удосконалення.

Ключові слова: екологічна безпека, техногенна безпека, об'єкти критичної інфраструктури, надзвичайні ситуації, навколишнє природне середовище.

The environmental safety of critical infrastructure. Denysenko I., Pechenyi V.

The article presents an analysis of environmental safety of critical infrastructure. It highlights the faults of the notification system for the technogenic emergencies and natural disasters in eastern Ukraine and suggests the ways of improving it.

Keywords: environmental safety, technogenic safety, critical infrastructure, emergencies, environment.

Актуальність. Внаслідок військового конфлікту на Сході України підвищився рівень екологічної небезпеки цього регіону. Постійно існуюче руйнування потужного виробничого комплексу та його інфраструктури, є основною причиною погіршення екологічного стану Донецької та Луганської областей.

Через збройний конфлікт на сході України значно погіршилася ситуація із безпечним функціонуванням об'єктів критичної інфраструктури та об'єктів підвищеної небезпеки (особливо об'єкти водозабезпечення населення), які розташовані в безпосередній близькості до місць проведення активних бойових дій, що створює передумови до виникнення екологічних та техногенних аварій.

За даними Східного державного регіонального геологічного підприємства, яке належить до сфери управління Державної служби геології та надр України, підтоплення мережі гірничих виробок горизонту 775 шахти «Золоте» ДП «Первомайськвугілля» під час аварії, яка відбулася 2 травня 2018 року, стався прорив шахтних вод, внаслідок чого приплив води збільшився до 2000 м³/год. У керівництві компанії найбільш імовірною причиною значного збільшення обсягів води вважають прорив води з затоплених шахт «Родіна» та «Первомайська», які розташовані на окупованій території Луганської області та гідрологічно пов'язані з шахтою «Золоте».

Прикладів подібних надзвичайних ситуацій техногенного характеру можна навести дуже багато. Тому залишається актуальним питання удосконалення системи оповіщення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру загалом в Україні, а особливо східної її території.

Виклад основного матеріалу. Періодичність, з якою виникають надзвичайні ситуації техногенного та природного характеру у світі, вимагають від керівників держав оперативного реагування, а тому застосування найсучасніших технологій функціонування систем оповіщення на всіх рівнях: об'єктовому, місцевому, регіональному та державному. Також слід враховувати фактор транскордонного характеру можливих техногенних аварій, катастроф та сильного руйнівного впливу, який можуть зазнати сусідні держави.

Світовий досвід застосування систем оповіщення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру достатньо широкий.

Так, в Сполучених Штатах Америки застосовують Emergency Alert System (EAS) – систему оповіщення населення про надзвичайну ситуацію техногенного, природного та воєнного характеру. Система дозволяє задіяти чисельні національні та комерційні мережі радіомовлення, телебачення для виконання звернень президента США; органу, відповідального за координацію дій у разі виникнення надзвичайної ситуації – у межах території, що знаходиться у зоні впливу надзвичайної ситуації; губернатора – у межах штату; органів місцевої влади – у межах відповідної території.

Перехоплення мовлення радіостанцій та телебачення здійснюється за допомогою спеціального обладнання – NOAA Weather Radio, що має бути встановлене на кожній станції мовлення. Для керування обладнанням перехоплення, що встановлюється на станціях мовлення, використовується розгалужена мережа виділених FM передавачів.

У багатьох країнах світу накопичений чималий досвід використання у зв'язку з надзвичайними ситуаціями природного, техногенного або суспільно-політичного характеру можливостей онлайн-комунікації: веб-сайтів, соціальних медіа і спеціальних інтерактивних краудсорсингових платформ типу Ushahidi (передача певних виробничих функцій невизначеному колу осіб на підставі публічної оферти, без укладення трудового договору) – розробленої в 2007 році в Кенії системи агрегації та менеджменту інформації, що дозволяє обробляти повідомлення, отримані з найрізноманітніших джерел/каналів комунікації (соціальні медіа, електронна пошта, телефонний зв'язок, SMS, RSS-стрічки, ЗМІ, дані геолокації тощо) і репрезентувати весь комплекс готових даних онлайн, в режимі реального часу, і на спеціальній карті, де кожна подія візуально «прив'язана» до географічної точки, де вона відбулася (рис. 1).



Рис. 1 Онлайн карта з позначенням на ній надзвичайної ситуації

Архітектура «класичної» Ushahidi передбачає активну участь людей в обробці даних. Структурно вона складається з веб-сайту і координаційного центру – команди (модераторів), які за допомогою відповідного програмного забезпечення виконують наступні функції:

– моніторинг джерел, збір повідомлень,

перевірка достовірності інформації;
 – підтримка роботи сайту «карти допомоги»;
 – організація роботи «гарячої лінії»;
 – координація надання допомоги на основі бази даних «Карти допомоги»;
 – підтримка масових SMS-оповіщень на базі онлайн-карти.

В Україні досвід застосування різних систем оповіщення достатньо широкий та регламентуються законодавчими, нормативними актами, що діють у цій сфері.

Так, відповідно до ст. 30 Кодексу цивільного захисту України оповіщення про загрозу або виникнення надзвичайних ситуацій полягає у своєчасному доведенні такої інформації до органів управління цивільного захисту, сил цивільного захисту, суб'єктів господарювання та населення, що забезпечується шляхом:

1. функціонування загальнодержавної, територіальних, місцевих автоматизованих систем централізованого оповіщення про загрозу або виникнення надзвичайних ситуацій, спеціальних, локальних та об'єктових систем оповіщення;
2. централізованого використання телекомунікаційних мереж загального користування, у тому числі мобільного (рухомого) зв'язку, відомчих телекомунікаційних мереж і телекомунікаційних мереж суб'єктів господарювання в порядку, встановленому Кабінетом Міністрів України, а також мереж загальнонаціонального, регіонального та місцевого радіомовлення і телебачення та інших технічних засобів передавання (відображення) інформації;
3. автоматизації процесу передачі сигналів і повідомлень про загрозу або виникнення надзвичайних ситуацій;
4. функціонування на об'єктах підвищеної небезпеки автоматизованих систем раннього виявлення надзвичайних ситуацій та оповіщення;
5. організаційно-технічної інтеграції різних систем центрального оповіщення про загрозу або виникнення надзвичайних ситуацій та автоматизованих систем раннього виявлення надзвичайних ситуацій та оповіщення;
6. функціонування в населених пунктах, а також місцях масового перебування людей сигнально-гучномовних пристроїв та електронних інформаційних табло для

передачі інформації з питань цивільного захисту.

Отже, посилаючись на чинні законодавчо-нормативні акти України, за рівнями системи оповіщення поділяються на загальнодержавну автоматизовану систему централізованого оповіщення, територіальні автоматизовані системи централізованого оповіщення, місцеві автоматизовані системи централізованого оповіщення, а також спеціальні, локальні та об'єктові системи оповіщення, що дає можливість уникнути або попередити надзвичайні ситуації техногенного та природного характеру, а також оперативно реагувати на можливі наслідки надзвичайної ситуації, що вже виникла.

Особливу увагу слід приділити локальним та об'єктовим системам оповіщення.

Основною системою оповіщення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру, що за необхідності може бути застосована в тому числі на території збройного конфлікту на Сході країни є **автоматизована система оповіщення міста**, до елементів якої входять:

- *пристрої керування мережею мовлення на базі модуля керування оповіщення МКО-4TR* (використовується для передачі невідкладних повідомлень за допомогою засобів масової інформації та команд керування пристроями оповіщення);
- *сигнально-гучномовний пристрій з автономним електроживленням від сонячної батареї* (забезпечує оповіщення на відкритих територіях з трансляцією сигналу «Увага всім» та інформаційних повідомлень через гучномовці. Таке розподілення акустичних сигналів дозволяє не заважати сприйняттю інформації у надзвичайній ситуації);
- *спеціалізовані приймачі ефірного радіомовлення* (забезпечує оповіщення всередині приміщень з трансляцією інформаційних мовних повідомлень через динамік. Під час отримання команди включається незалежно від налаштування користувача на повну гучність. Має індикацію пропущених повідомлень);
- *сигнально-гучномовний пристрій для оповіщення всередині приміщень*

(призначений для оповіщення всередині приміщень з трансляцією через вбудований динамік інформаційних мовних повідомлень, що отримані по каналах зв'язку з пульта керування системою оповіщення. Пристрій забезпечує передачу на пульт керування системою оповіщення квитанції щодо

підтвердження факту прослуховування інформаційного повідомлення. Має індикацію пропущених повідомлень. Можливість виклику служби швидкого реагування). Автоматизовану систему оповіщення міста схематично зображено на рисунку 2.



Рис. 2. Схема автоматизованої системи оповіщення міста

Структурно автоматизована система раннього виявлення та оповіщення надзвичайних ситуацій складається з:

- автоматизоване робоче місце чергового або пульта робочого керування;
- пульт ручного керування оповіщення;
- шафа управління;
- блок оповіщення універсальний;
- джерела первинної інформації.

Отже, автоматизована система раннього прогнозування та оповіщення надзвичайних ситуацій дає можливість ефективно та своєчасно прогнозувати, а також оперативно реагувати на надзвичайну ситуацію.

Більш сучасним в умовах розвитку комп'ютерних технологій є **комплекс оповіщення з управління за допомогою мережі**

Інтернет. Загальна структурна схема наведена на рисунку 3.

Блок управління виконаний на базі персонального комп'ютеру зі встановленням спеціального програмного забезпечення. Комплекс дозволяє підключити три блоки управління. Для забезпечення найбільш ефективної роботи Комплексу, блок управління повинен мати доступ до мережі Інтернет, з точки доступу через статичну IP адресу.

Управління комплексом здійснюється з блоку управління за допомогою програмного забезпечення «Пульт управління оповіщення». При цьому забезпечується активація оповіщення в режимі активного сценарію, а також прямого управління блоками кінцевих пристроїв оповіщення.

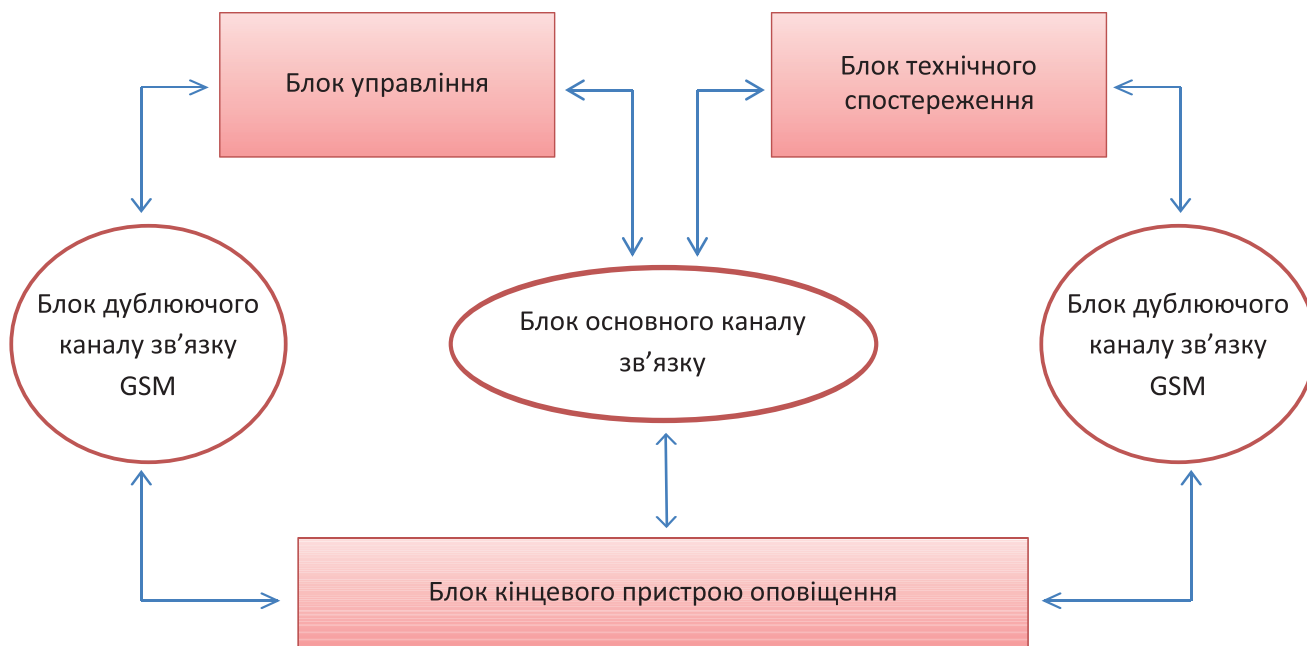


Рис. 3 Загальна структурна схема комплексу оповіщення з управління за допомогою мережі Інтернет

Блок управління виконаний на базі персонального комп'ютеру зі встановленням спеціального програмного забезпечення. Комплекс дозволяє підключити три блоки управління. Для забезпечення найбільш ефективної роботи Комплексу, блок управління повинен мати доступ до мережі Інтернет, з точки доступу через статичну IP адресу.

Управління комплексом здійснюється з блоку управління за допомогою програмного забезпечення «Пульт управління оповіщення». При цьому забезпечується активація оповіщення в режимі активного сценарію, а також прямого управління блоками кінцевих пристроїв оповіщення.

Процес інформування про хід оповіщення відображається паралельно на всіх підключених до комплексу блоках управління.

Одним із дієвих способів оповіщення про надзвичайні ситуації техногенного та природного походження на сході України є **мовлення територіальних громад**.

Технічне забезпечення мовлення територіальних громад включає:

- блок оповіщення БО-ФМ-06 з вбудованим малопотужним радіопередавачем, що забезпечує контент місцевої студії;

- сигнально-гучномовні пристрої з автономним електроживленням, що забезпечує радіофікацію місць з масовим перебуванням людей. Під час отримання команди на оповіщення про надзвичайну ситуацію у будь-який час включається на повну потужність;

- спеціалізовані приймачі ефірного радіомовлення, що забезпечують оповіщення всередині приміщень з трансляцією інформаційних мовних повідомлень через динамік.

Таким чином, мовлення територіальних громад стимулює розвиток громадянського суспільства, дає можливість оперативно реагувати на надзвичайні ситуації техногенного та природного характеру, що можуть виникати в межах територіальної громади.

Враховуючи умови військового конфлікту, що виник на Сході України, особливої уваги з точки зору забезпечення дієвою системою прогнозування та оповіщення надзвичайних ситуацій техногенного й природного характеру слід приділити саме цьому регіону.

У Луганській області з 2014 року заходи (розробка проєктів та виконання монтажних робіт) зі створення систем раннього виявлення та оповіщення не фінансувалися.

У Донецькій області частково виконані роботи на межі санітарно-захисних зон 28 найбільших підприємств забруднювачів області – встановлено 50 приладів контролю стану атмосферного повітря. Виміри проводяться за такими показниками: оксид вуглецю, оксид азоту, діоксид сірки, озон, пил ($PM_{10.0}$, $PM_{2.5}$), атмосферний тиск, напрямок вітру, температури та вологість повітря.

Для оперативного виявлення існуючих джерел забруднення атмосферного повітря, згідно звернень місцевих органів самоврядування, Департаментом екології та природних ресурсів спільно з представниками Краматорської лабораторії спостережень за забрудненням атмосферного повітря Донецького регіонального центру з гідрометеорології здійснюються виміри забруднюючих речовин за допомогою пересувної лабораторії. Інформація щодо вимірів стану атмосферного повітря та водних ресурсів розміщена на сайті Департаменту екології та природних ресурсів Донецької облдержадміністрації. Окрім цього, технічними можливостями лабораторії передбачено відображення середньодобових концентрацій забруднюючих речовин за останні 30 днів в місцях розміщення стаціонарних постів.

Для оперативного виявлення хімічної аварії на потенційно небезпечному підприємстві (хлоропрвід, фільтрувальна станція) придбано 2 пересувних поста контролю сполук хлору в атмосферному повітрі.

На підставі аналізу забезпеченості населених пунктів Луганської та Донецької областей системами раннього виявлення та оповіщення виникнення надзвичайних ситуацій, дозволяє визначити що Луганська область не забезпечена такими системами, а Донецька область частково забезпечена системами контролю атмосферного повітря.

Висновки

Автори статті пропонують підготувати технічні завдання для розроблення проєктів монтажу систем раннього виявлення та оповіщення надзвичайних ситуацій

техногенного та природного характеру в населених пунктах Луганської та Донецької областей, які знаходяться на лінії розмежування та можуть потрапити у зону ураження внаслідок виникнення надзвичайних подій.

1. Затвердити технічні завдання керівниками органів місцевого самоврядування, на балансі яких будуть знаходитися системи.
2. На підставі технічних завдань, розробити проєкти монтажу систем раннього виявлення та оповіщення надзвичайних ситуацій в населених пунктах Луганської та Донецької областей.
3. Провести роботи з монтажу систем раннього виявлення та оповіщення надзвичайних ситуацій в населених пунктах Луганської та Донецької областей, навчання та інструктажі для відповідальних осіб органів місцевого самоврядування, які безпосередньо будуть керувати системами виявлення та оповіщення надзвичайних ситуацій.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кодекс цивільного захисту: [Електронний ресурс]. – Режим доступу <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/5403-17>
2. Про порядок класифікації надзвичайних ситуацій. Постанова Кабінету Міністрів України від 15 липня 1998 р. N 1099: [Електронний ресурс]. – Режим доступу <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1099-98-%D0%BF>
3. Васійчук В. О. Основи цивільного захисту. / В.О. Васійчук, В.Є Гончарук, С.І. Качан, С.М. Мохняк.- Львів: Видавництво Національного університету «Львівська політехніка». 2010.- 417с.
4. Депутат О. П. Цивільна оборона / О. В. Депутат, І. В. Коваленко, І. С. Мужик. – Львів: Афіша, 2004. – 336 с.
5. Шоботов В. М. Цивільна оборона: Навчальний посібник / В. М. Шоботов. – Київ: Центр навчальної літератури, 2004. – 438 с.

УДК 502:504.3.0504

НАУКОВІ ОСНОВИ РОЗРОБЛЕННЯ СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО УПРАВЛІННЯ ТЕХНОЕКОСИСТЕМОЮ ЗОНИ АЕРОПОРТУ

Ісаєнко В.М., Маджд С.М., Кальницька Д.Д.

Національний авіаційний університет
просп. Космонавта Комарова, 1, 03058, м. Київ
madzhd@i.ua

Розглянуто питання функціонування антропогенно-трансформованих систем, а саме, з точки зору представлення їх як техноекосистем. На техноекосистемах, розташованих на територіях прилеглих до аеропорту, доведено, що побудова ефективної інтегрованої системи екологічного управління екологічною безпекою техноекосистем полягає у розробці підходів кількісної оцінки та практичного застосування механізмів їх управління.

Авторами вперше здійснена математична формалізація техноекосистем в зоні аеропорту та розроблено класифікацію їх станів функціонування.

Ключові слова: техноекосистема, зона аеропорту, збалансованість, стійкість, екологічне управління.

Scientific basis for developing a system of ecological management of the airport area. Isaenko V., Madzhd S., Kalnytska D.

The article takes a look at the anthropogenically-transformed systems and presents them as technoeosystems. Using the airport technoeosystems as an example, authors prove that to create an effective environmental safety management system, it is essential to develop approaches of quantitative assessment and practical ways to apply them. Article also presents a mathematical formalization of technoeosystems in the airport area, their classification and states of functioning.

Keywords: technoeosystem, airport area, balance, sustainability, environmental management.

Постановка проблеми. Управління природоохоронною діяльністю неможливе без достеменного вивчення процесів які

відбуваються в навколишньому природному середовищі. Сучасне природокористування все більше ускладнює взаємозв'язки між природними та штучними об'єктами, які нерозривно функціонують в матеріальному світі, утворюючи цілісність – систему. Розширення меж втручання людини у природні процеси для задоволення власних потреб, зумовило виникнення змішаних систем – антропогенно-трансформованих систем природного походження, в яких природний компонент відіграє важливу роль. Впорядкована множина природних, технологічних елементів та процесів, які в просторово-часовому відношенні функціонують як цілісна система, є *техноекосистемою*. Вона відноситься до складних систем, оскільки має здатність змінюватись в просторі та часі під впливом як зовнішніх, так і внутрішніх чинників. Звідси, будь-який техногенний об'єкт, що функціонує на певній території, можна розглядати як техноекосистему.

Об'єкти транспорту своєю діяльністю порушують природні процеси, що призводить до деградації та втрати стійкості екосистеми. За оцінками, частка забруднення від транспортної системи в Україні складає майже 40% [1, 2]. Вплив авіації на навколишнє природне середовище досить специфічний. На відміну від інших видів транспорту, авіапідприємства мають широкий спектр дії на якість довкілля [3–7]. Основними джерелами забруднення глобального та локального масштабу, вважаються аеропорти зі спецавтотехнікою [1,3,8].

Аеропорт – це складна техноекосистема, функціонування якої забезпечує тісний взаємозв'язок між природною і техногенною системою. Техноекосистема аеропорту має специфічну структуру, організацію, предметний склад, конкретні фізичні, хімічні, біологічні та

інші властивості, що відрізняють її від будь-якої іншої системи. Техноекосистема в зоні аеропорту – це функціональна територіальна одиниця нообіогеоценозу, яка включає підсистеми:

- *нооценозу* (засоби, предмети праці, інформаційні поля);
- *біоценозу* (комплекс зоо-, фіто-, мікробіоценозу);
- *екотопу* (комплекс кліматопу, едафотопу, гідротопу).

Нооценоз техноекосистеми в зоні аеропорту складають усі системи та об'єкти інженерної інфраструктури. Наприклад, авіатранспорт, авіаційно-технічна база, служби паливно-мастильних матеріалів, теплових інженерних систем теплозабезпечення, спеціального транспорту, аеродромна служба тощо.

Акустичне, електромагнітне, теплове забруднення, викиди та скиди хімічних речовин в зонах аеропорту обумовили трансформацію природних територій. Сучасні глобальні зміни є наслідком руйнування регуляторних механізмів екосистем, що призвело до дисбалансу стійкої рівноваги. Стабілізація процесів антропогенного впливу та організація їх в межах допустимих норм для довкілля є завданням екологічного управління, яке нині потребує вдосконалення шляхом переорієнтації на запобігання негативних наслідків. Визначено, що побудова ефективної системи екологічного управління полягає у розробці підходів кількісної оцінки та практичного застосування механізмів управління техноекосистемами в зоні аеропорту.

Аналіз останніх досліджень та публікацій.

У літературі для позначення антропогенно-трансформованих систем використовується досить багато визначень. Зокрема, у роботах Шаронової Н.В., Архипової Л.М., Білової М.О., Залевської Ю.П. динамічний просторово-часовий комплекс природних й антропогенних речовин та процесів, завдяки яким здійснюється обмін речовиною і енергією в територіальних системах є природно-техногенною системою. Автори Климчик О.М., Смельянова Д.І., Ганущак М.М., Соха Ю.І., Серант А.Й. використовують термін «природно-техногенний комплекс». Зарубіжні вчені F. Saladinia, V. Gopalakrishnanb, J.E.Hernandezb використовують термін «techno-

ecological system», що означає «техно-екологічна система» [9,10].

Поняття «техноекосистема» вживається у вітчизняних наукових доробках Копача П. І., Данько Т. Т, Тараканової Н. П., Подрезенко І. М., Протасова О.О. Однак, сучасні публікації присвячені проблемам гідротехноекосистем та техноекосистем гірничовидобувних районів. Питання функціонування аеропорту, як техноекосистеми, досі не розглядалось. Хоча, досить багато напрацювань є у напрямі впливу авіаційної діяльності на навколишнє природне середовище (НПС). Автори Франчук Г.М., Запорожець О.І., Маджд С. М., та Малахов Л.П. досліджували питання комплексного впливу авіапідприємств на компоненти довкілля та шляхи підвищення екологічної безпеки техногенного об'єкту. Науковці W. Balicki, P. Głowacki, A.W. Schäfer, I.A. Waitz, Кіпніс Л. С., Гончарова М. Т. обирали об'єктом досліджень процеси атмосферного забруднення. Вивчали наслідки авіаційної господарської діяльності на гідросферу Матвеева О. Л., Пляцук Л. Д., та Бурла О. А.

З огляду на масштаб взаємодії повітряної транспортної системи із компонентами НПС, подальший стійкий розвиток неможливо забезпечити без системи управління, що враховує особливості виду діяльності. Конкретизація питання екологічного управління в зоні аеропорту, поки не знайшла відображення у працях науковців. Тому, виникла необхідність представлення аеропорту як техноекосистеми.

Метою статті є побудова системи екологічного управління техноекосистем зони аеропорту, що забезпечує стійкість екосистем та враховує специфіку функціонування авіатранспорту.

Виклад основного матеріалу досліджень. Складові техноекосистеми в зоні аеропорту можна розділити за їх походженням. Процеси взаємодії природної та техногенної компоненти в техноекосистемі визначають її ступінь збалансованості. Збалансованість в контексті понять сталого розвитку суспільства чи розвитку техноекосистем є синонімічним з поняттям гомеостазу, рівноваги, довготривалості існування тощо. Тому, в загальному випадку стан збалансованості забезпечується за такого рівня

впливу техногенної компоненти на складові довкілля, за якого змінені людиною природні процеси забезпечують довготривале існування техноекосистеми. Тобто, при здійсненні господарської діяльності не можна перевищувати деякі параметри рівня впливу на природну компоненту, аби не порушувати внутрішні процеси саморегуляції, які забезпечують збалансованість системи.

Збалансованість техноекосистеми є передумовою її стійкості. Стійкість – це властивість системи зберігати властивості та риси, що забезпечують функціонування, за умови впливу факторів середовища, що можуть вивести її із рівноваги. Підтримка параметрів техноекосистеми на відносно постійному рівні дозволяє відбуватися процесам саморегуляції так, що зовнішні фактори впливу не зміщують баланс системи. Механізми забезпечення стійкості та методи її оцінки досі не розроблені для різних типів систем, зокрема, для техноекосистеми в зоні аеропорту. Домінантна роль техногенної компоненти зумовлює необхідність кількісного вираження складових через математичну формалізацію.

Техноекосистему можна виразити як множину:

$$T = \{A, B\}, \quad (1)$$

де T – техноекосистема; $A = \{A_1, A_2, A_3, \dots, A_n\}$ – множина природних компонентів T ;

$B = \{B_1, B_2, B_3, \dots, B_n\}$ – множина техногенних компонентів T .

Множина A системи T – це природні компоненти техноекосистеми зі своїми наборами хімічних, фізичних, біологічних показників, що позначаємо як $A_1, A_2, A_3, \dots, A_n$.

В даному випадку природну компоненту техноекосистеми вважаємо сукупністю всіх природних ресурсів та процесів (що відбуваються між атмосферою, літосферою та гідросферою), а також показників, що описують стан екосистеми.

Множина B системи T – це техногенні компоненти техноекосистеми зі своїми наборами параметрів, що позначаємо як $B_1, B_2, B_3, \dots, B_n$.

Техногенною компонентою виступає нооценоз техноекосистеми. Природна і техногенна

компонента змінюються в просторі та часі й залежать від ступеню впливу біоти та людини.

Тоді, множина елементів $\{A, B\}$ – це склад S техноекосистеми T .

Елементи $A_1, A_2, A_3, \dots, A_n$ та $B_1, B_2, B_3, \dots, B_n$ об'єднуються у систему певними взаємозв'язками та взаємодіями R . Таким чином, формується внутрішня структура техноекосистеми (рис.), яка має вигляд множини:

$$T = \{A, B, R\}, \quad (2)$$

де R – це внутрішні взаємозв'язки та взаємодії між елементами A і B

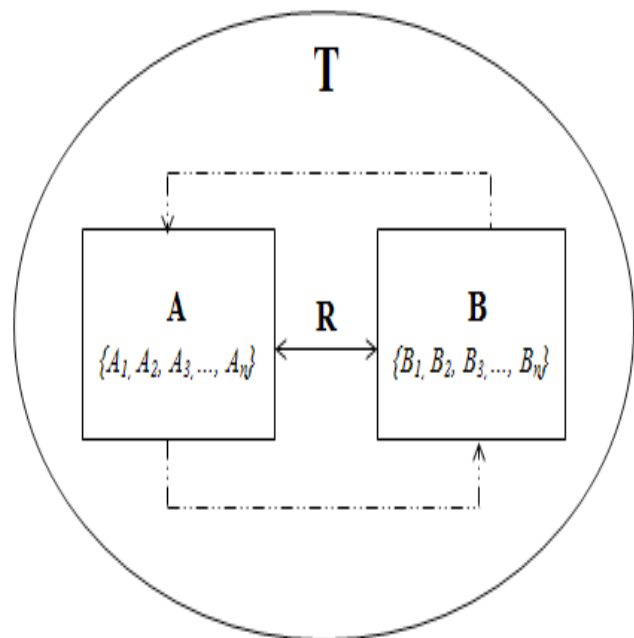


Рис. Внутрішня структура техноекосистеми в зоні аеропорту

Крім того, техноекосистема має зовнішні зв'язки N із навколишнім природним середовищем, які є множиною $N = \{N_1, N_2, N_3, \dots, N_n\}$, що утворюються внаслідок дії екзогенних факторів Z .

Оскільки техноекосистема є динамічною, всі її компоненти та зв'язки можуть змінюватись у часі t . Як зазначалось, склад T є множиною природної та техногенної компоненти. Але їх зміни відбуваються по-різному, тому залежність складу S від часу t можна виразити як:

$$S(t) = \begin{cases} A(t) = \{A_1(t), A_2(t), A_3(t), \dots, A_n(t)\} \\ B(t) = \{B_1(t), B_2(t), B_3(t), \dots, B_n(t)\} \end{cases}, \quad (3)$$

Множини внутрішніх R та зовнішніх N взаємозв'язків також залежать від часу. Зміна факторів довкілля має вигляд: $Z=Z(t)=\{Z_1(t), Z_2(t), Z_3(t), \dots, Z_n(t)\}$, зміна структури техноекосистеми відображається як: $T=T(t) = \{T_1(t), T_2(t), T_3(t), \dots, T_n(t)\}$.

Залежність елементів $A(t)$, $B(t)$ та структури $T(t)$ від часу описуються певною функцією $F(t)$, що враховує дію на них екзогенних факторів $Z(t)$.

З огляду на математичну проекцію, техноекосистема в зоні аеропорту $T(t)$ – це множина природних $A(t)$, техногенних $B(t)$ компонентів та їх зв'язків між собою $R(t)$, що під впливом екзогенних факторів $Z(t)$ взаємодіє із навколишнім природним середовищем, утворюючи зовнішні зв'язки $N(t)$ та має властивість змінюватись у часі за функцією $F(t)$.

З моменту свого виникнення, техноекосистема в зоні аеропорту впливає на стан навколишнього

природного середовища, зумовлюючи тісну взаємодію. В просторово-часовому розвитку техноекосистема може проходити декілька станів свого функціонування, але, з погляду екологічної безпеки, найкращим є стан рівноваги. Тобто, кількісна оцінка компоненти A повинна відноситися до компоненти B , у співвідношенні 1:1, або 50x50%. Будь-яке кількісне зміщення змінює техноекосистему та може призвести її до абсолютно іншої системи. Розроблена класифікація станів функціонування техноекосистеми (табл.) дозволяє після кількісного обрахування оцінити її якість. Інакше кажучи, стан функціонування техноекосистеми показує ступінь її трансформації. На основі якого можна розробляти ефективну систему екологічного управління та прогнозувати подальший розвиток.

Таблиця

Класифікація станів функціонування техноекосистеми

Відсоткове співвідношення		Стан функціонування техноекосистеми
Компонента A	Компонента B	
50%	50%	Урівноважений
40%	60%	Збалансований
30%	70%	Розбалансований
20%	80%	Невідновлювальний
10%	90%	Перехід до абсолютно техногенної системи

Дослідивши загальний стан техноекосистеми, необхідним є аналіз техногенної компоненти, а саме виділення конкретних екологічних аспектів авіапідприємства, що зумовлюють зміщення рівноваги. Екологічний аспект – це вид діяльності аеропорту, що має вплив на стан НПС. Усі екологічні аспекти підлягають кількісній оцінці, що дозволяє виокремити з них найбільш вагомі та пріоритетні. Включення такої оцінки

в систему управління дозволяє керувати станом техноекосистеми.

Висновки. Таким чином, управління техноекосистемою в зоні аеропорту повинно складатись із послідовності кількісної оцінки природної та техногенної компоненти, визначення стану функціонування техноекосистеми та ґрунтовному аналізі причинно-наслідкового зв'язку між ступенем

трансформації техноекосистеми та екологічними аспектами техногенної компоненти.

ЛІТЕРАТУРА

1. Загальна екологія: навчальний посібник / Г.М. Франчук, С.М. Маджд, М.М. Радомська, Є.О. Бовсуновський.– К.: НАУ, 2015. – 232 с.
2. Костюк Я. В. Оцінка екологічної стійкості природно-територіального комплексу поблизу підприємств з експлуатації авіаційної техніки / Я. В. Костюк., С. М. Маджд // Екологічна безпека держави: зб. наук. праць Всеукр. наук. конф. – К. : НАУ, 2011. – С. 156.
3. Франчук Г. М. Екологічна оцінка впливу авіаційних транспортних процесів на якість компонентів довкілля / Г. М. Франчук, А. М. Антонов, С. М. Маджд, Я. В. Загоруй // Вісн. НАУ. – 2006. – 1. – С. 184–190.
4. Гроза В. А. Екологічний стан ґрунтового покриву в зоні експлуатації і ремонту авіаційної техніки / В. А. Гроза, С. М. Маджд, Г. М. Франчук // Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць / Міністерство освіти і науки України, Київ. Національний університет будівництва і архітектури НАН України, Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору. – К., 2010.– Вип. 5. – С. 56–66.
5. Маджд С. М. Акумуляція важких металів у рослинних асоціаціях на територіях, прилеглих до авіаремонтних та експлуатаційних підприємств / С.М. Маджд, Г.М. Франчук // Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць / Міністерство освіти і науки України. Національний університет будівництва і архітектури НАН України, Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору.– К., 2009.– Вип. 3. – С. 76–82.
6. Маджд С.М. Статистичний аналіз токсичності снігового покриву на територіях поблизу підприємств з експлуатації та ремонту авіаційної техніки / С.М. Маджд, Г.М. Франчук, В.А. Гроза // Наукоємні технології. – 2012. – №3. – С. 36–39.
7. Маджд С.М. Екологічна оцінка якості поверхневих і ґрунтових вод, в районі експлуатації та ремонту авіаційної техніки / С.М. Маджд, Г.М. Франчук, М.М. Тимошенко // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. праць / Міністерство освіти і науки України, Київ. Національний університет будівництва і архітектури НАН України, Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору.– К., 2012.– Вип.9. – С. 116–122.
8. Маджд С.М. Оцінка техногенного впливу авіапідприємств на стан водойм / С.М. Маджд // Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць / Міністерство освіти і науки України, Київ. Національний університет будівництва і архітектури НАН України, Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору.– К., 2014.– Вип.14. – С.101–106.
9. F. Saladinia, V. Gopalakrishnanb Synergies between industry and nature – An emergy evaluation of a biodiesel production system integrated with ecological systems / F. Saladinia, V. Gopalakrishnanb // Ecosystem Services. – p. 257–266.
10. J.E.Hernandez. Conceptualization, modeling and environmental impact assessment of a natural rubber techno-ecological system with nutrient, water and energy integration / J.E.Hernandez // Journal of Cleaner Production. – 1. – p. 707–722.

ОЦІНКА РЕАКЦІЇ-ВІДПОВІДІ ДЕРЕВНИХ НАСАДЖЕНЬ НА СТАН ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

Барабаш О. В.

Національний транспортний університет
вул. М. Омеляновича-Павленка 1, м. Київ, 01010
el_barabash@ukr.net

Розглянуто зелені насадження міста як важливий компонент довкілля для забезпечення сприятливих мікрокліматичних та санітарних умов проживання людини. Виявлено, що значна роль у збереженні навколишнього середовища належить деревним насадженням міста, які ростуть вздовж вулиць та автомобільних доріг. Встановлено, що здатність організму рослин до проходження всіх стадій онтогенезу є сприятливим індикатором стану природних компонентів урбоєкосистеми. Найбільш простим та доступним методом оцінки стабільності розвитку рослин є визначення величини флуктуаційної асиметрії білатеральних морфологічних ознак живих організмів. Встановлено, що реакція-відповідь рослинних організмів в період індивідуального розвитку дозволяє оцінити ступінь збереження або відновлення природних компонентів довкілля.

Ключові слова. інтегральна оцінка якості, флуктуаційна асиметрія, біологічний моніторинг, біоіндикація, липа серцелиста (*Tilia cordata*).

Assessment of trees plantations reaction to atmospheric air pollution. Barabash O.

The article takes a close look at the green areas of the city, an important component of the environment providing favorable microclimate and sanitary conditions for human life. Analysis shows that a significant role in the environmental protection belongs to the tree plantations of the city that grow along the streets and roads. Author establishes that the ability of plant organisms to undergo all stages of ontogenesis is a favorable indicator of the state of natural components of the urban ecosystem. The simplest and most accessible method of assessing the stability of plant development is to determine the magnitude of the fluctuation asymmetry of the bilateral morphological features of living organisms. The response of plant organisms in the

state of individual development allows to estimate the degree of conservation or restoration of natural components of the environment.

Keywords: integrated quality assessment, fluctuation asymmetry, biological monitoring, bioindication, linden (*Tilia cordata*).

Вступ. Із збільшенням техногенного впливу на навколишнє природне середовище набуває особливої актуальності екологічний моніторинг, який забезпечує оптимальні за кількістю та розміщенням місця, параметри й періодичність спостережень за довкіллям [1].

Основними джерелами забруднення довкілля у великих містах стають промислові підприємства та автомобільний транспорт. В результаті цього, резистентність деревних рослин до абіогенних стресорів істотно знижується, що призводить до анатомо-морфологічних флуктуацій їх вегетативних та генеративних органів. Для оцінки стабільності розвитку живих організмів застосовують критерії флуктуаційної асиметрії (ФА), які виявляють незначні ненаправлені відмінності між правою та лівою сторонами органу, що закладаються під час онтогенезу. При задовільному стані навколишнього середовища їх рівень мінімальний, коли ж негативний вплив збільшується, виявляється асиметрія [2]. Показник ФА дозволяє фіксувати навіть незначні відхилення параметрів середовища, але білатеральна симетрія органу, параметри якого будуть застосовуватися для дослідження, є головною умовою використання об'єкта [3]. Рівень флуктуаційної асиметрії морфологічних структур може використовуватися як неспецифічний стрес-індикатор, що відображає деформацію взаємодії між організмом та навколишнім середовищем [4]. При ФА відмінності між сторонами органу не генетично детермінованими, оскільки асиметрія (на відміну від спрямованої асиметрії та антисиметрії) не має самостійного адаптивного значення. Вона

є показником незначних порушень симетрії, що припускається природним добром та відображає стабільність розвитку.

Моніторинг таких проявів дестабілізації може інформувати не лише про негативні біотичні або абіотичні чинники, а й про наявність техногенного тиску [5].

Мета дослідження – оцінка рівня впливу техногенного забруднення на деревні насадження за допомогою визначення флукуаційної асиметрії морфологічних структур.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. У науковій літературі існує багато робіт з питань екологічного моніторингу. У Положенні про державний моніторинг навколишнього природного середовища (Постанова КМУ України від 23.09.1993 р. №785) визначено, що державний моніторинг навколишнього природного середовища – це система спостережень, збору, обробки, передачі, збереження й аналізу інформації про стан навколишнього середовища, прогнозування його змін і розробка науково обґрунтованих рекомендацій для розробки управлінських рішень [6, 7]. Достатня кількість робіт зарубіжних вчених спрямовані на вирішення питань щодо визначення сфер і напрямків моніторингу, показників оцінки, методів й засобів його проведення [8-12]. Деякі автори пропонують використовувати для досліджень біоіндикації трав'янисті однорічні та багаторічні рослини, але більшість з науковців вважають, що для характеристики достатньо великих територій та найефективніше використовувати деревні рослинні організми [13-17].

Матеріали і методика досліджень. Матеріалом досліджень використані листові пластинки липи серцелистої (*Tilia cordata*), яка часто використовується для озеленення міст [18]. Для дослідження відбирали листові пластинки після зупинки росту листя. Кожна вибірка складала 100 листових пластинок (по 10 листків з одного дерева), які були взяті з нижньої частини крони на рівні піднятої руки, з максимальної кількості доступних гілок та рівномірно навколо дерева. При збиранні листя враховували його розмір і функціональний стан. Збирання матеріалу на території м. Києва здійснювалось у 4 районах з різним техногенним навантаженням це: зона інтенсивного транспортного потоку (вул. О. Теліги), поблизу ПАТ НВЦ «Борщагівський хіміко-фармацевтичний завод», поряд з Київською телевежею та на території парку

«Нивки».

Для оцінки величин ФА, згідно із методиками, досліджено 5 білатеральних ознак:

- 1 – ширина лівої і правої половинок листка;
- 2 – відстань від основи до кінця жилки другого порядку, другої від основи листка;
- 3 – відстань між основами першої і другої жилок другого порядку;
- 4 – відстань між кінцями першої і другої жилок другого порядку;
- 5 – кут між головною жилкою і другою від основи листка жилкою другого порядку [19].

Для замірів лівої і правої половинок листової пластинки використовували циркуль-вимірювач, лінійку й транспортер. Розрахунок інтегрального показника відбувався за методикою В.М. Захарова [19]:

- 1). для окремої листової пластинки обчислювали відносні величини асиметрії кожної ознаки (різницю між промірами зліва (L) і праворуч (R) ділили на суму цих замірів: $(L-R)/(L+R)$;
- 2). обчислювали показник асиметрії для кожного листка (додавали значення відносних величин асиметрії за кожною ознакою і ділили на число ознак);
- 3). обчислювали інтегральний показник стабільності розвитку – величину середньої відносної відмінності між сторонами на ознаку (обчислювали середнє арифметичне всіх величин асиметрії (для кожного з десяти дерев).

Для оцінки ступеню виявлених відхилень від норми використовували бальну шкалу, що характеризує рівень забруднення території на основі показника ФА наведено у таблиці.

Значення інтегрального показника асиметрії, які відповідають першому балу, зазвичай спостерігаються у вибірках рослин сприятливих умов зростання, наприклад, в природних заповідниках. П'ятий бал – критичне значення (такі дані показника асиметрії пов'язані із наявністю вкрай несприятливих умов, коли рослина перебуває в сильно пригніченому стані). Статистичну обробку отриманого матеріалу проводили за допомогою програми MS Excel.

Результати та їх обговорення. Одна з вимог до ознак, за якими визначали ФА – це низький

рівень мінливості показників. За результатами вивчення варіабельності ознак листової пластинки липи серцелистої (*Tilia cordata*) з'ясовано, що всі ознаки характеризуються низькими значеннями коефіцієнта варіації.

Незважаючи на те, що поряд з парком «Нивки» розташовуються станції метро «Берестейська» (східна частина парку) і «Нивки» (західна частина) та проходить залізниця, величина флуктуаційної асиметрії в цьому районі склала 0,036 – умовна норма стану середовища (атмосферного повітря). Отримані показники, найімовірніше пов'язані з тим, що у парку ростуть багатовікові дерева, а площа становить 60 га (західна частина – 15 га, а східна – 45 га).

На території Київської телевежі величина флуктуаційної асиметрії знаходилась в межах 0,038 – умовна норма стану середовища (атмосферного повітря). Ймовірно, віддаленість розташування Київської телевежі від автотранспортних магістралей та інших промислових об'єктів зменшує негативний антропогенний вплив на рослинні організми під час онтогенезу.

За результатами розрахунку величини асиметрії у вибірці біля ПАТ НВЦ «Борщагівський ХФЗ», який займає провідне місце за обсягами виробництва та реалізації готових лікарських засобів визначено, що територія підприємства характеризується достатньо сприятливими умовами для розвитку рослин. Це пов'язано з тим, що на підприємстві переоснащали виробництво та запровадили систему управління якістю GMP (Good Manufacturing Practice) та міжнародні стандарти IPQS: GMP, GDP, GSP, G (Q) CLP, ISO 9001, ISO 14001, ISO 17025, ISO 50001, OHSAS 18001, SA 8000.

Одним з найбільш високих показників величини асиметрії характеризується ділянка яка розташована біля автомобільної магістралі (вул. О. Теліги). Такі результати пов'язані з тим, що саме у викидах автомобільного транспорту нараховується понад 200 хімічних сполук, у тому числі оксиди вуглецю й азоту, різні вуглеводні. Бензинові двигуни автомобілів виділяють шкідливі речовини (метали, хлор, бром), а дизельні двигуни – значну кількість шкідливих твердих частинок ультрамікроскопічного розміру. Всі ці компоненти потрапляють у навколишнє природне середовище, вкрай негативно впливають на рослинні організми та здоров'я людини. Велика кількість автомобільного транспорту різних категорій, постійні затори на дорогах, відсутність автомобільних розв'язок призвели до зниження рівня стабільності розвитку липи серцелистої (*Tilia cordata*) до значення 0,051, що є ознакою високого рівня забруднення території та відповідає IV балу за показником флуктуаційної асиметрії.

Висновки. Результати аналізу та оцінки стабільності розвитку деревних насаджень за критеріями флуктуаційної асиметрії морфологічних структур показали, що під час формування листової пластинки дерев, зокрема липи серцелистої (*Tilia cordata*), по мірі накопичення токсичних речовин, відбувається гальмування ростових процесів і деформація листка. Розрахунок бальних оцінок якості природних компонентів урбоєкосистеми за показником флуктуаційної асиметрії показав, що дерева які ростуть в паркових зонах та територіях виробничих підприємств, які дбають про навколишнє природне середовище, мінімально шкідливо впливають на розвиток рослин, на відміну від насаджень які ростуть вздовж вулиць, транспортних магістралей тощо.

Таблиця

Шкала оцінки відхилень стану організму від умовної норми за величиною інтегрального показника стабільності

Бал	Величина показника ФА	Характеристика
I	0,040	Умовна норма
II	0,040 – 0,044	Рослини відчувають слабкий вплив несприятливих факторів
III	0,045 – 0,049	Забруднені райони
IV	0,050 – 0,054	Дуже забруднені райони
V	0,054	Вкрай несприятливі умови, рослини знаходяться в пригніченому стані

ЛІТЕРАТУРА

1. Скакальський О. Екологічний моніторинг у системі природоохоронної діяльності регіональної влади / О.Скакальський // Державне управління та місцеве самоврядування. – 2015. – Вип. 4(27). – С. 152–162.
2. Fluctuating asymmetry as a measure of developmental stability: implications of non-normal distributions and power of statistical tests / A. Palmer, C. Strobeck // *Acta Zool. Fenn.* – 1992. – Vol. 191. – P. 57–72.
3. Захаров В.М. Асимметрия животных / В.М. Захаров – М.: Наука, 1987. – 215 с.
4. Velickovi M. Developmental stability in *Tilia cordata* leaves / M. Velickovi // *Period biology.* – 2010. – Vol. 112 (3). – P. 273–281
5. Shadrina E., Vol'pert Y. Evaluation of Environmental Conditions in Two Cities of East Siberia. Using Bio-indication Methods (Fluctuating Asymmetry Value and Mutagenic Activity of Soils) / E. Shadrina, Y. Vol'pert // *International Journal of Biology.* – 2015. – Vol. 7. – P. 20–32.
6. Малишева Н.Р. Державний моніторинг довкілля. Екологічне право України / Н.Р. Малишева – К.: ТОВ «Видавництво «Юридична думка», 2008. – 200 с.
7. Шарафутдинов Г.С. Экологический мониторинг техносферы: Учебное пособие / Г.С. Шарафутдинов – СПб.: Лань, 2012. – 368 с.
8. Родіонов О.В. Екологізація і ділова репутація підприємства: [монографія] / О.В. Родіонов – Луганськ: Вид-во СНУ ім. В. Даля, 2006. – 168 с.
9. Broun L. Eco-Economy / L. Broun – New York: W. W. Norton & Company, 2002. – 334 p.
10. Clarke G. Fluctuating asymmetry: a technique for measuring developmental stress of genetic and environment origin / G. Clarke // *Acta Zool Fenn.* – 1992. – Vol. 191. – P. 31–35.
11. Jenkins B.R. Benchmarking for best practice environmental management / B.R. Jenkins // *Environmental monitoring and assessment.* – 2003. – Vol. 85. – P. 115–134.
12. Loehle C. Challenges of ecological complexity / C. Loehle // *Ecological complexity.* – 2004. – Vol. 1. – P. 3–6.
13. Sakai K., Shimamoto Y. Developmental instability in leaves and flowers of *Nicotiana tabacum* / K. Sakai, Y. Shimamoto // *Genetics.* – 1965. – Vol. 51. – P. 801–813.
14. Nivova D. J. Anatomical, morphological studies of *Platanus acerifolia* at various degrees of air pollution / D. J. Nivova, P. I. Dushkova, G. V. Kovacheva // *Ekologiya.* – 1983. – Vol. 6. – P. 35–47.
15. Shadrina E. Evaluation of Environmental Conditions in Two Cities of East Siberia. Using Bio-indication Methods (Fluctuating Asymmetry Value and Mutagenic Activity of Soils) / E. Shadrina, Y. Vol'pert // *International Journal of Biology.* – 2015. – Vol. 7. – P. 20–32.
16. Cowart N. Within- and among-individual variation in fluctuating asymmetry of leaves in the fig (*Ficus carica* L.) / N. Cowart, J. Graham // *Int J Plant Sci.* – 1999. – Vol. 160. – P. 116–121.
17. Vasil'ev A. G. Phenogenetic monitoring of the weeping birch (*Betula pendula* Roth.) in the Middle Urals: testing a new method for assessing developmental instability in higher plants / A. G. Vasil'ev, I. A. Vasil'eva, Yu. F. Marin // *Russian Journal of Ecology.* – 2008. – 39(7). – P. 483–489.
18. Franiel I. Fluctuating asymmetry of *Betula pendula* Roth. leaves – an index of environment quality / I. Franiel // *Biodiversity Research and Conservation.* – 2008. – Vol. 9-10. – P. 7–10.
19. Захаров В.М. Здоровье среды: методика оценки / В.М. Захаров, А.С. Баранов, В.И. Борисов, та ін. – М.: Центр экологической политики, 2000. – 68 с.

ДЕКАРБОКСИЛЮВАННЯ ОРГАНІЧНИХ СПОЛУК ЯК СПОСІБ ІММОБІЛІЗАЦІЇ ТРИТІЮ І ЙОГО ПОДАЛЬШОГО КОМПАКТУВАННЯ В ПОЛІМЕРНО – КОМПОЗИТНИХ МАТЕРІАЛАХ

Зубко О.В.¹, Полякова І.О.²

¹Державна установа
«Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України»
просп. Паладіна 34-а, м. Київ, 03142
g200709g@yahoo.com

²Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського».
проспект Перемоги, 37, м. Київ, 03056
polyakova_ira@ukr.net

Розкрито проблему накопичення рідких і твердих радіоактивних відходів у ядерно-паливному циклі, під час проведення наукових досліджень, у медичних установах та на промислових підприємствах. Проведено аналіз сучасних способів поводження з радіоактивними відходами, вказано небезпеки і загрози надходження радіонуклідів у довкілля.

У статті проведено порівняльний аналіз існуючих лабораторних методів іммобілізації тритію в органічні речовини, розкрито недоліки при застосуванні таких методів у практичній діяльності, враховуючи вартість, технологічну складність, вогне- та вибухонебезпечність процесу. Показано переваги декарбоксілювання органічних сполук запропонованим способом для іммобілізації тритію.

Ключові слова: іммобілізація, декарбоксілювання, рідкі радіоактивні відходи, ядерно – паливний цикл, довкілля.

Decarboxylation of organic compounds as a method of immobilization of tritium and its following compaction in polymer composite materials. Zubko O., Poliakova I.

The article elaborates on the problem of accumulation of liquid and solid radioactive waste in the nuclear fuel cycle, during scientific research, in medical institutions and at industrial enterprises. The modern methods of radioactive waste management are analyzed, the dangers and threats of radionuclides entering the environment are indicated.

Authors present a comparative analysis of the existing methods of immobilizing tritium into organic matter and point out the shortcomings of such methods in practical use, taking into consideration the cost, technological complexity as well as the risk of a fire or explosion in the process. The advantages of decarboxylation of organic compounds using the proposed method for the tritium immobilization are shown.

Keywords: immobilization, decarboxylation, liquid radioactive waste, nuclear fuel cycle, environment.

Постановка проблеми. Атомні електростанції (АЕС) щороку викидають в атмосферу та скидають у гідросферу до 10^{15} Бк тритію, або близько 10% загальної активності тритію, що генерується в реакторах унаслідок перебігу реакцій поділу ядер ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu та взаємодії нейтронів з Li, D, В. В результаті діяльності АЕС України щороку утворюється понад 1500 м^3 рідких радіоактивних відходів (РРАВ) з сумарною питомою активністю 4×10^{10} Бк/ м^3 [1].

Радіоактивні відходи (РАВ), що містять тритій, тимчасово зберігаються у вигляді рідких, а також твердих сумішей. Зберігання рідких та твердих РАВ на АЕС відбувається у спеціальних місцях тимчасового зберігання, які забезпечені відповідною системою інженерного захисту. Також, рідкі РАВ, що утворилися в наслідок наукової діяльності, технологічних процесів на підприємствах та у медичних установах

тимчасово зберігаються на спеціалізованих підприємствах Державної корпорації «Українське державне об'єднання «Радон» (ДК «УкрДО «Радон») у ємностях з нержавіючої сталі, а тверді РАВ – у ангарах, як правило, без попередньої обробки та кондиціонування.

Внаслідок недосконалих способів сучасного зберігання РАВ відбувається постійна емісія радіонуклідів у парогазовій та рідкій формах зі сховищ у довкілля. В Україні, через відсутність розроблених сучасних технологій іммобілізації (методів іммобілізації) рідких РАВ і сучасних безпечних способів поводження з ними, на Київському та Харківському спеціалізованих підприємствах ДК «УкрДО «Радон» на початку 1990-х рр. зафіксовано радіаційні аварії, внаслідок яких досі відбувається істотна емісія рідких РАВ у довкілля [2].

Наслідком цього процесу є забруднення атмосферного повітря, ґрунтів та підземних вод. Особливу увагу привертає емісія тритію в навколишнє природне середовище. Сумарна активність тритію у РАВ, які знаходяться на зберіганні та подальше стрімке утворення на підприємствах і в організаціях (які використовують у своїй діяльності тритієві джерела іонізуючого випромінювання), постійно зростає [3].

Важливими науковими та практичними завданнями є розробка способів іммобілізації та кондиціонування РАВ, що дозволить запобігти надходженню радіонуклідів у довкілля, забезпечить їх надійне та безпечне зберігання до моменту зняття їх з регулюючого контролю.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Дослідження способів безпечного поводження з рідкими радіоактивними відходами що містять тритій та інші радіонукліди, базується на даних практичної діяльності спеціалізованих підприємств ДК «УкрДО «Радон», АЕС та підприємств зони відчуження в тому числі Чорнобильської атомної електростанції (ЧАЕС). Оскільки ця проблема є актуальною для країн, які мають розвинену ядерну промисловість, таких як Франція, США, Канада, Угорщина, Латвія, Україна тощо.

Лише останні 10-15 років вчені багатьох країн світу почали приділяти особливу увагу

поводженню з тритієм та радіоактивними матеріалами, що його містять. Це питання стало актуальним у зв'язку з більш ґрунтовними науковими дослідженнями його хімічних і фізичних властивостей, а також шкідливого впливу на довкілля та людину через високий коефіцієнт дифузії, швидке проникнення крізь пористі матеріали (гума, бетон), здатність до дифундування крізь метали з утворенням тритидів металів, а при потраплянні до організму людини – заміщенню водороду на тритій та пошкодженні тканин організму під час β - розпаду й утворення ^3He .

Особливу увагу необхідно звернути на інженерно-технічні характеристики місць зберігання рідких та твердих РАВ, що містять Т. Дослідивши причину–наслідковий зв'язок виникнення та поширення радіаційних аварій на підприємствах ДК «УкрДО «Радон», було розроблено та впроваджено «пасивну» систему захисту на шляху розповсюдження радіоактивних матеріалів та використання додаткових інженерних бар'єрів [4].

Підбор матеріалів, що забезпечать безпечне зберігання тритієвих радіоактивних відходів на період їх потенційної небезпеки відбувався виходячи з:

– аналізу властивостей тритію. Верхня межа β -спектру тритію рівна 18,6 кеВ, середня енергія β -частинок близько 5,7 кеВ, «чистий» β -розпад, що не супроводжується виділенням γ -квантів. Лише 18% частинок β - спектру мають енергію понад 9 кеВ. Максимальний пробіг β -частинок тритію у повітрі при нормальних умовах складає 5,7 мм або 7×10^{-4} г/см², а середній – 0,9 мм і 2×10^{-4} г/см² відповідно. При розпаді утворюється стабільний елемент – гелій ^3He . Короткоіснуючий ізоотоп, період напіврозпаду $T_{1/2} = 12,35$ років;

– аналізу властивостей і характеристик Т. Втрата енергії на одиниці шляху dE/dx є значною, розпад не супроводжується утворенням γ -квантів, незначна енергія але значна фільтрація. Матеріал обираємо з «легких» але твердих матеріалів. Такими є полімерні матеріали.

Для розрахунку першого, гідрофільного інженерного бар'єру з силікагелю $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, було використано данні щодо густини насипного силікагелю (ГОСТ 3956-76) та його гідрофобних/

гідрофільних властивостей. Для розрахунку другого інженерного бар'єру з бентонітової глини, було використано дані щодо густини глини та її водопоглинення за масою. Тобто 1 кг глини поглине 0,15 кг НТО, а 1000 кг глини вбере 150 літрів тритієвої води, що відповідає об'єму 1 бочки за умови, що шар силікагелю не поглинув зовсім НТО (табл.1). Для розрахунку третього

інженерного бар'єру з бетону (марка М 400, клас В30, марка по водостійкості W12, міцністю 393 кгс/см²), використано дані щодо його густини та її водопоглинення за масою. Тобто 1 кг бетону поглине 0,02 кг НТО, а 7500 кг бетону поглине 150 літрів тритієвої води, що відповідає об'єму однієї бочки за умови, що шар силікагелю та шар глини не поглинув зовсім НТО.

Таблиця 1

Властивості матеріалів інженерних бар'єрів

Найменування інженерного бар'єру	Властивість матеріалу інженерного бар'єру			Розрахована товщина інженерного бар'єру, м
	водопоглинення за масою, %	густина ρ , кг/м ³	маса, кг	
Силікагель	>100%, гідрофільний матеріал [5-8]	770	100	0,17
Бентонітова глина	5-15%, гідрофобний матеріал [9-13]	2640	1000	0,5
Бетон	2%, гідрофільний матеріал [14-16]	2500	7500	4,03

На бічній поверхні спеціального двошполімерного контейнеру розташовано індикатор з CaCl_2 (може бути використано CuSO_4), що змінює свої фізичні характеристики (колір, об'єм) під час взаємодії з водою та

використовується для визначення концентрації тритію у повітрі. Приклад системи «пасивного» захисту під час зберігання тритієвих відходів показано на рисунку 1.

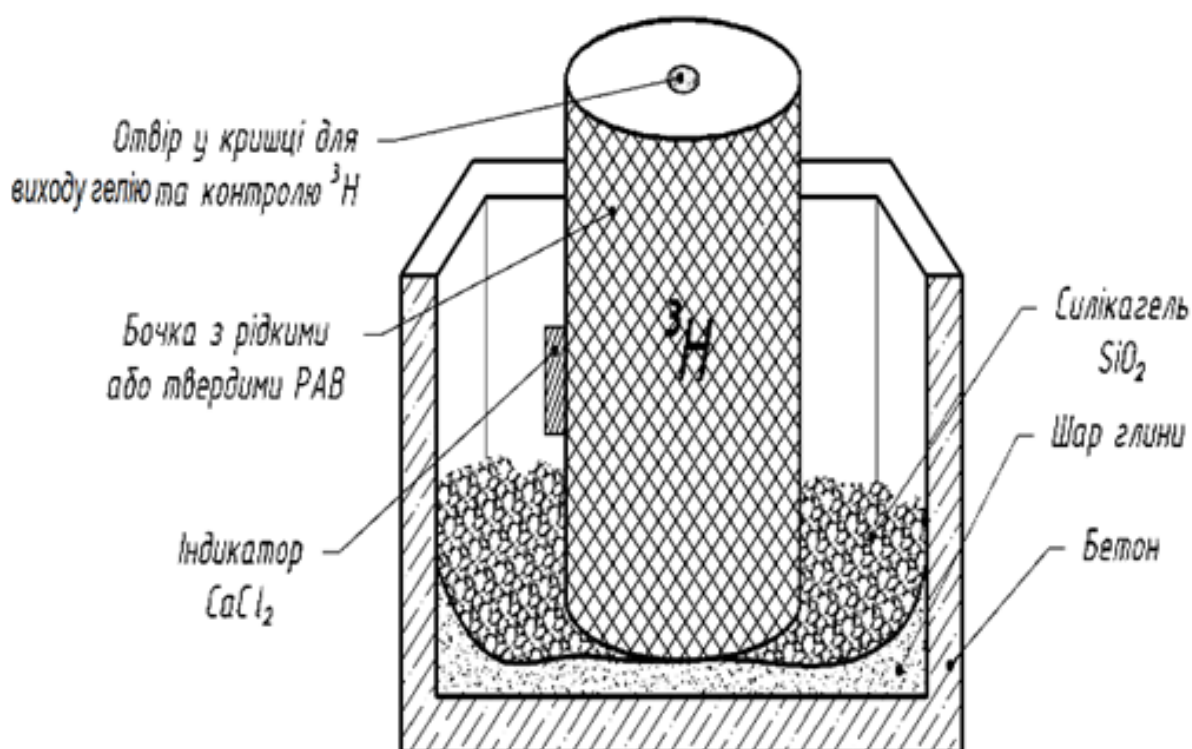


Рис. 1. Система «пасивного» захисту при зберіганні тритієвих радіоактивних відходів

Як додаткові інженерні бар'єри на шляху можливого поширення РАВ, що містять тритій, використано бетон, глину, силікагель. Їхні властивості та деякі характеристики наведено у таблиці 1. Використання конструкційних матеріалів приповерхневих сховищ з бетону як єдиного інженерного бар'єра є неприпустимим через його фільтраційні властивості відносно води, яка конденсується в процесі нормальної експлуатації сховища.

У роботах Токаревського В.В., Коваленка Г.Д., Доліна В.В., Яковлева Є.О. розглядаються проблеми техногенної та екологічної безпеки під час поводження з радіоактивними відходами, в тому числі тритієвими, та показано, що дослідження у цій сфері життєдіяльності людини потребують подальшого розвитку [2].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Надходження радіонуклідів у довкілля з радіоактивних матеріалів призводить до його забруднення та потрапляння в організм живих істот.

Небезпека зберігання рідких РАВ, що містять тритій (Т) з іншими радіонуклідами полягає у протіканні процесу радіолізу води, що виникає під час радіоактивного розпаду хімічних елементів з утворенням α -, β -частинок та γ -квантів, що вилітають з атома з певною енергією і утворюють вільні радикали на шляху іонізації. Забезпечення безпечного зберігання тритієвих відходів можна досягти шляхом відокремлення тритію від інших радіонуклідів та зберіганням тритієвих ПРАВ у спеціальних двохполімерних захисних контейнерах [1, 17]. Також, запобігти цьому можна іммобілізувавши рідкі РАВ шляхом декарбоксілювання, їх подальшого компактування в полімерно-композитних матеріалах та безпечного подальшого поводження з ними.

Формування цілей статті. Основним завданням, що було поставлене та вирішене – є розробка способу іммобілізації рідких РАВ, в тому числі тих, що містять тритій, шляхом декарбоксілювання та подальшого компактування в полімерно-композитних матеріалах, кондиціонування для унеможливлення надходження радіонуклідів у оточуюче природне середовище й потрапляння у організм живих істот. А також, отримання в

лабораторних умовах зразків декарбоксілюваних (іммобілізованих) радіоактивних матеріалів для доопрацювання та удосконалення розробленого способу іммобілізації.

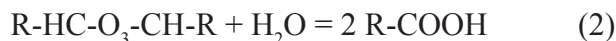
Виклад основного матеріалу. Декарбоксілювання органічних сполук та подальше компактування в полімерно-композитних матеріалах покровоко можна описати наступним чином:

- іонний обмін НТО з карбоксильними групами або їх попередниками (ангідридні, ефірні, нітрильні, озонідні, тригалоїдні, тощо).
- декарбоксілювання отриманих карбоксильних груп при активаційних процесах і отримання недисоціюючих в нормальних умовах вуглеводневих сполук.
- компактування отриманих матеріалів в формах тривалого зберігання.

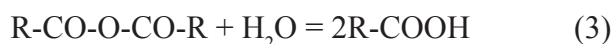
Процес озонування олефінів описується реакцією:



Гідроліз озонідів до карбонових кислот описується реакцією:



Гідроліз ангідридів карбонових кислот показано за допомогою реакції:



Гідроліз ефірів до карбонових кислот і спиртів описується реакцією:



Декарбоксілювання карбонових кислот та утворення вуглеводнів описується за допомогою реакції:



Електролітична дисоціація карбонових кислот описана реакцією:



Електролітична дисоціація молекули тритієвої води описана реакцією:



Відомо, що важкі ізотопи водню у молекулах НТО водних і водно-органічних розчинів швидко обмінюються з полярними групами органічних сполук [18, 19], таких як:

- карбоксильна – COOH;
- гідроксогрупа – OH;
- аміногрупа -NH₂.

Значно повільніше відбувається ізотопний обмін НТО з вуглеводнями (групами CH₃, CH₂ і CH).

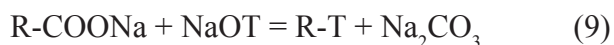
Ця властивість може бути застосована щодо іммобілізації важких ізотопів водню та їх подальшого довготривалого зберігання у вигляді твердих і напівтвердих вуглеводневих сполук.

Очевидно, що для зменшення міграційної рухливості тритію у природному середовищі потрібно щоб одержані сполуки вуглеводнів мали якомога більшу молекулярну масу. Це можуть бути полімери, або конденсовані високомолекулярні органічні сполуки масою понад 1000 ат. од. та їх мінерально-органічні композити гідрофобного типу.

Однак, незважаючи на значну кількість методів синтезу неполярних вуглеводнів лише деякі з них придатні для технологічно ефективної іммобілізації важких ізотопів водню. Оскільки більшість реакцій їх синтезу супроводжується утворенням побічних сполук з полярними групами, що містять легкообмінний водень, таких як амоній, галогеноводні, тощо. Тому важливо відібрати методи, в яких проходить перехід важкого ізотопу водню з сильнополярної молекули НТО до неполярних вуглеводневих груп CH₃, CH₂ та CH.

На наш погляд, найбільш вдалим вирішенням поставленої проблеми є процес ізотопного обміну з карбоновими кислотами, та їх наступним декарбоксілюванням (реакція 3 і 5).

Також можливий ізотопний обмін між молекулами солей карбонових кислот і гідроксидами лужних металів (при нагріванні), що показані реакціями (8) і (9).



1. В наведених реакціях важкий водень кількісно зв'язується органічною вуглеводневою молекулою з утворенням неполярного важкорухливого зв'язку вуглець-Одержання ацетилену взаємодією НТО з карбідом кальцію.
2. Каталітична тримеризація ацетилену до бензолу.
3. Синтез стиролу взаємодією ацетилену з бензолом.
4. Полімеризація стиролу з утворенням полістиролу.

Також існує метод одержання етилену гідруванням ацетилену (див. попередній процес) та наступною його полімеризацією.

Зазначені методи мають наступні недоліки при застосуванні:

- високу вартість;
- технологічну складність (потребують використання складного технологічного обладнання);
- існує висока ймовірність вогне- та вибухонебезпечності процесу.

Висновки. Встановлено, що кількість РАВ, в тому числі тритієвих постійно зростає. Відокремлене зберігання тритію з періодом напіврозпаду 12-35 років від інших радіонуклідів, у тому числі, довгоіснуючих, є передумовою зменшення хімічного руйнування захисних оболонок контейнерів, викликаних взаємодією з пероксидом водню H₂O₂ для рідких РАВ та виникнення радіаційних аварій з емісією тритію у довкілля.

Для безпечного зберігання тритієвих рідких радіоактивних відходів необхідно застосовувати спеціальні захисні полімерні контейнери, що розміщують у сховищах із системою інженерних бар'єрів з гідрофобних та гідрофільних матеріалів на випадок розгерметизації контейнеру.

Аналіз стану сховищ зберігання рідких та твердих РАВ що містять тритій, а також аналіз наукових джерел та нормативної документації свідчить, що сучасні технології поводження з РАВ є недосконалими, не забезпечують надійного захисту та безпеки людини й довкілля. За результатами теоретичних та

експериментальних досліджень сформульовано ідею щодо підвищення екологічної безпеки об'єктів з наявністю тритієвих відходів може бути досягнута шляхом їх декарбоксілювання, кондиціонування для подальшого безпечного зберігання у відповідних інженерно-захисних спорудах за визначених умов.

Декарбоксілювання органічних сполук (у даному випадку – іммобілізація тритію) і його подальше компактування в полімерно-композитних матеріалах є перспективним напрямком поводження з рідкими РАВ. Цей метод іммобілізації не є затратним та технологічно складним, а сам процес декарбоксілювання – вибухо- та вогнебезпечним. При цьому збільшення об'єму радіоактивних відходів є незначним.

ЛІТЕРАТУРА

1. Полякова І. О. Безпечне зберігання радіоактивних відходів, що містять тритій / І. О. Полякова, О. В. Зубко. // Вісник ЛДУ БЖД: збірник наукових праць.. – 2016. – №13. – С. 100–106.
2. Коваленко Г.Д. Радиоэкология Украины: Монография. – 2-е изд., – Харків: ИД «Инжэк», 2008. – 264 с.
3. Poliakova I. Technogenic and ecological consequences of tritium contamination of the surrounding environment caused by emissions from near surface storage of radioactive waste / I. Poliakova // Екологічні науки: науково-практичний журнал. – Київ, 2016. – Полякова І. О. Використання спеціальних інженерних бар'єрів при зберіганні рідких тритієвих радіоактивних відходів / І. О. Полякова. // Системи управління, навігації та зв'язку. – 2016. – №1. – С. 116–119.
4. Неймарк И. Е. Силикагель, его строение и химические свойства / И. Е. Неймарк, Р. Ю. Шейнфайн. – Л.: Госхимиздат, 1963. – 200 с.
5. Кольцов С. И. Силикагель, его получение, свойства и применение. / С. И. Кольцов, В. Б. Алесковский. – Киев: Наукова думка, 1973.
6. Ralph K. PlerThe Chemistry of Silica. Solubility, Polymerization, Colloid and Surface Properties, and Biochemistry. - New York/Chicester/Brisbane/Toronto/Singapore : John Wiley & Sons. 1979. – 866 с.
7. Raymond Peter William ScottSilica gel and bonded phases: their production, properties, and use in LC. - Wiley, 1991. -ДСТУ Б В.2.7-11-94 «Будівельні матеріали. Добавки для виробництва штучних пористих заповнювачів».
8. Будівельне матеріалознавство/ За ред. П.В.Кривенко. — К.: Ліра-К, 2012.- 624 с.
9. Мала гірнича енциклопедія: у 3 т. / за ред. В. С. Білецького. -Пушкарев А.В., Пушкарева Р.А., Литовченко А.С., Колтунов Б.Г. Свойства геологической среды в условиях радиационной аварии на пункте складирования радиоактивных отходов// Материалы Международной конференции «Экологическая геология и рациональное недропользование». Санкт-Петербург, 2000. -Пушкарева Р.А., Литовченко А.С., Пластинина М.А. Исследование обмена изотопов водорода в глинистых минералах под воздействием г Украинська радянська енциклопедія: [у 12-ти т.]/ гол. ред. М. П. Бажан; - 2-ге вид.- К. Головна редакція УРЕ, 1974 -ДСТУ Б В.2.7-170:2008 Бетони. Методи визначення середньої густини, вологості, водопоглинання, пористості і водонепроникності. К.: Мінрегіонбуд України, 2009. -Методы измерения трития. Рекомендации Национального комитета по радиационной защите и измерениям (НКРЗ) США: Пер. с англ. М.И. Рохлина и Г.М. Рохлина / Под. ред. проф. Ю.В. Сивинцева. -Полякова І.О. Технічні засоби для безпечного поводження з радіоактивними відходами, що містять тритій / І.О. Полякова // Ядерна та радіаційна безпека. – Київ, 2016. - № 2. – С. 52-Шатенштейн А.И. Изотопный обмен и замещение водорода в органических соединениях: В свете теории кислот и оснований - Изд. АН СССР. – М. – 1960. –250 с.
10. Методическое пособие по обращению с тритиевыми отходами /под ред. акад. Собоновича Э.В., К. –2001. – 121 с.

ОБҐРУНТУВАННЯ ШЛЯХІВ ПОПЕРЕДЖЕННЯ ЕВТРОФІКАЦІЇ ВОДОЙМ

Таврель М.І., Костенко В.К.

Донецький національний технічний університет,
пл. Шибанкова, 2,
м. Покровськ, Донецька область, 85300
maryna.tavrel@donntu.edu.ua
viktor.kostenko@donntu.edu.ua

Розглянуто проблему зростаючої швидкості розповсюдження евтрофікації прісноводних водойм та умови її утворення внаслідок впливу антропогенних процесів. Проаналізовані причини, з яких відбувається цвітіння води. Систематизовані відомі нині засоби і способи попередження евтрофікації, їхні недоліки та переваги. Представлено розроблену установку попередження евтрофікації у водоймах.

Ключові слова: евтрофікація, цвітіння водойми, водорості, синьо-зелені водорості, кондиціонування води, аерація.

Ways of preventing water eutrophication.
Tavrel M., Kostenko V.

The article addresses a rapidly growing problem of eutrophication of freshwater reservoirs and the preconditions for its formation due to the influence of anthropogenic processes. The causes of algal bloom are analyzed. Known to date means and methods of preventing eutrophication, their advantages and disadvantages, are systematized. Equipment for preventing eutrophication in water reservoirs is developed.

Keywords: eutrophication, algal bloom, algae, blue-green algae, water conditioning, aeration.

Вступ. Поверхневі водні об'єкти широко використовуються людством у різних галузях господарської діяльності, а саме: для питного та технічного водопостачання, рекреації, риборозведення, судноплавства, виробництва електричної енергії, скиду зливових і стічних вод із різним ступенем очищення. Водночас ці процеси супроводжуються посиленням антропогенного навантаження на водні екосистеми. До найбільш уразливих належать водойми з уповільненим водообміном, це ставки та водосховища, які були створені в результаті

зарегулювання стоку малих річок.

У разі забруднення поверхневих вод неорганічними сполуками азоту й фосфору прискорюється фотосинтез водоростей та макрофітів, змінюється їхнє видове різноманіття, зростає біомаса стійких до забруднень видів, що пришвидшує евтрофікацію водойм.

Евтрофування – це природний процес старіння водойм з уповільненим водообміном, який триває протягом століття. У водних об'єктах, що зазнають антропогенного впливу, такі процеси пришвидшуються. А саме: істотно змінюються фізико-хімічні властивості водного середовища, підвищується вміст біогенних і органічних речовин, знижується рівень насичення води киснем у придонних шарах, формуються анаеробні зони, збільшується каламутність та зменшується прозорість води. Порушення природних процесів водообміну призводить до формування застійних явищ, інтенсивного розвитку водоростевих угруповань (цвітіння води). Евтрофікація спричинює порушення екологічної рівноваги, а згодом – деградацію річкових екосистем. Втрачається природна здатність річок до самоочищення, саморегуляції, формування біотичних зв'язків, параметрів якості води.

Особливо гостро постає питання евтрофікації водних об'єктів у межах урбанізованих територій, які приймають зливові та стічні комунально-побутові води мегаполісів. Без вжиття належних водоохоронних заходів водойми урбанізованих територій деградують та втрачають спроможність до самоочищення для рекреації.

Наступна проблема полягає в недостатній кількості кисню у зимовий період, під час покриву водойми льодом. Товстий шар льоду, вкритого снігом, перешкоджає доступу до

води повітря з атмосфери та світлового потоку. Якщо у водоймі не відбувалися евтрофікаційні процеси, не було замуленості впродовж року, риби вистачає кисню, що розчинився у воді до утворення льодоставу.

Нині через антропогенну діяльність у водоймах посилюються процеси розкладання відмерлих рослин та організмів, на які витрачається кисень, котрий через цвітіння водойми влітку не встигає відновитися. Таким чином, стан аквабіоти суттєво залежить від якості води – чи дуже вона замулена, заросла, чи забруднена стічними водами підприємств. Особливо посилюється загроза наприкінці зими, після тривалого льодоставу – рівень кисню в цей період значно зменшується, спостерігається відмирання рослинності.

Наразі ці процеси та закономірності є недостатньо вивченими, не існує ефективних засобів, конструктивні параметри яких зможуть забезпечити температурний режим, що сприятиме розчиненню кисню у водоймі, створити суміш води і повітря для насичення її киснем як у літній, так і в зимовий період, а отже, це є актуальною науково-технічною задачею вчених.

Мета роботи – попередження евтрофікації водойм шляхом насичення їх киснем та стабілізації температури води з пригніченням розвитку синьо-зелених водоростей.

Аналіз останніх досліджень. У наукових працях [5, 11] представлено аналіз вивчення впливу деяких видів токсичних прісноводних водоростей на гідробіоти, а також умов, що сприяють надмірному росту синьо-зелених водоростей у водоймах. В своїх роботах вчені стверджують, що при температурі 25 °C і вище спостерігається бурхливий розвиток синьо-зелених водоростей. Факторами, які підсилюють евтрофікацію, є надходження азоту та фосфору, що обумовлено надмірним внесенням добрив у сільському господарстві, потраплянням мінеральних речовин у водойму разом зі стічними водами підприємств та побутовими відходами. Розробки способів та засобів попередження евтрофікаційних процесів, боротьби з наслідками небезпечного цвітіння відображені у роботах [6].

Згідно з офіційною статистикою, щороку у

водойми України скидають приблизно 300 млн м³ неочищених стоків. Фактично у кожній із водойм можна легко зафіксувати перевищення допустимих норм забруднення. Середньорічні дані лабораторних вимірювань, які проводять організації Державного агентства водних ресурсів України, свідчать про підвищений вміст у воді контрольованих створів забруднюючих речовин. Наприклад, у басейні річки Дністер помітили значне погіршення якості води, але на це є свої причини – наслідки дії природних чинників. Загалом висока температура в літній період щороку спричинює масове цвітіння води і, в результаті, зниження у ній розчиненого кисню до критичних значень, зростання показників, що характеризують органічне забруднення. Однак на це впливають й інші чинники.

Останнім часом на місцевостях з високою густиною населення або на території, де інтенсивно розвивається сільське господарство, досить актуальною стає проблема евтрофікації внаслідок багаторазового збільшення надходження у водойми недостатньо очищених комунально-побутових стоків, стоків із тваринницьких ферм, підприємств харчової промисловості, змиву добрив з полів.

Поширення або цвітіння водоростей, особливо синьо-зеленої – ціанобактерії, становить велику загрозу для живих організмів через продукування ціанотоксинів [8]. На вироблення токсинів впливають щільність проростання водоростей, генетичний потенціал і показники довкілля. Серед важливих факторів навколишнього середовища – концентрація поживних речовин, температура води, інтенсивність світла, рН води, умови вітру і взаємодія між водними організмами, а саме: хижацтво та конкуренція за поживні речовини. Вироблення токсинів, як правило, частіше спостерігається влітку, але може відбуватися в будь-яку пору року [9]. Ці токсини є гепатотоксичними, нейротоксичними, дерматотоксичними, цитотоксичними, запальними та подразнюючими [10]. Деякі квітучі види рослин продукують сполуки, токсичні для біоти, зокрема безхребетних (наприклад, зоопланктон), риби і моллюсків, а також споживачів питної води [2].

До біогенних елементів, які спричинюють евтрофікацію, належать азот, фосфор та кремній

у різних сполуках. Найбільше значення мають фосфор та азот, що є обов'язковими елементами тканин будь-якого живого організму [11].

Виклад основного матеріалу. Аналіз інформаційного матеріалу дав змогу виявити основні чинники, котрі призводять до евтрофікації водоймищ:

- азот та фосфор;
- органічні речовини;
- турбулентність;
- тривалий час перебування у воді (змивання);
- вертикальне розшарування і стійкість водного стовпа;
- взаємодія з мікробами, конкурентами та споживачами;
- зміна клімату.

Азот і фосфор. Збільшення рівня азоту та фосфору прискорює евтрофікацію. В умовах інтенсифікації введення азоту й фосфору швидкість їх потрапляння у середовище може перевищувати швидкість, з якою його переробляють безхребетні та вторинні споживачі риби. «Неперероблена», або надлишкова, органічна речовина може накопичуватися спочатку у вигляді цвітіння планктонних водоростей та/або масових наростів мікрководоростей або макрофітів, а потім у вигляді гниючих органічних речовин, що споживають кисень (детрит).

Органічні речовини. Вміст органічних речовин – це можливий модулятор росту та домінування синьо-зелених водоростей. Органічна речовина існує або в розчинених, або в твердих формах; відмінність заснована на розмірному фракціонуванні.

Турбулентність. Синьо-зелені водорості особливо чутливі до стійкості водного стовпа, включаючи вертикальну стратифікацію.

Низька турбулентність вод для водоростей є фактором, що допомагає локалізованому циклічному обробленню поживних речовин, полегшує певні форми обмеження поживних речовин та сприяє їх зростанню. Акуратно перемішані деякі роди бактерій, які спричинюють цвітіння (наприклад, *Anabaena*, *Aphanizomenon*), часто ростуть швидше, ніж статичні культури. Підвищення турбулентності – або як

перемішування, або як більш чітко визначений дрібномасштабний зсув – може, однак, пригнічувати фотосинтетичні та азотофіксуючі дії на ріст, а надмірна турбулентність призводить до дезагрегації клітин.

Розчинений кисень є важливим елементом серед мінеральних і органічних компонентів озерного середовища. Вміст розчиненого кисню у середовищі залежить від температури та атмосферного тиску. При перевищенні порогів температур (наприклад, з 25 °С до 35 °С) водні організми гинуть.

Відносний вміст кисню в воді, виражений у відсотках від його нормального вмісту, і називається ступенем насичення киснем. Цей параметр залежить від температури води, атмосферного тиску й рівня мінералізації.

Для поверхневих водойм нормою вважається ступінь насичення киснем не менше 75 %.

Способи, які застосовують для боротьби з евтрофікацією водойм та її наслідком - цвітінням води, можна умовно поділити на дві групи: перша – профілактичні заходи; друга – регулятивні.

До *профілактичних* належать заходи щодо повного припинення скидів у водойму неочищених та умовно очищених стічних вод промислових підприємств, аграрних комплексів та побутових стоків.

Для малих водойм вчені пропонують споруджувати кільцеву дренажну систему з подальшим відведенням зібраних стічних вод за межі водозбору. Стосовно великих водойм доцільне перехоплення біогенів, що надходять по мережі гідрографії – основному шляху поверхневого стоку.

Для перехоплення біогенів, які надходять у невеликі водойми з малою водозбірною площею, важливим є правильне облаштування прибережної смуги, зокрема її заліснення. Лісова смуга не повинна впритул знаходитися біля водойми, задля уникнення забруднення берега листям, хвоєю, корою тощо. Залишення смуги луки шириною 15 м усуває таку можливість, особливо при посадці по краю лісосмуги ялин.

Надходження біогенів у водойми з комунальними та іншими стоками

попереджується двома способами.

Перший з них – більш-менш повне звільнення стоків від біогенів, особливо фосфору. Для цього застосовують його осадження (солями алюмінію, заліза, вапном), зворотний осмос, іонний обмін тощо.

Другий спосіб знешкодження стоків – зниження в них концентрації фосфору за рахунок використання детергентів з меншим вмістом цього біогену.

При надмірному надходженні біогенів та за інших умов, сприятливих для розвитку евтрофікації, їй можна запобігти за допомогою різних хімічних, фізичних та біологічних методів.

Біологічні методи полягають у попередженні евтрофікації шляхом використання рослиноїдних риб і альголізації в зимовий період, що є біологічно та економічно перспективним.

Поряд з попередженням евтрофікації нині в багатьох країнах світу докладають зусиль для деєвтрофікації водойм. З цією метою частково або повністю замінюють воду, очищують донні опади, аерують гіполімніон та верхні шари ґрунту, дестратифікаційну водну масу, зв'язують і беруть в осад біогени [6].

До *регулятивних* заходів належать фізичний метод, зокрема штучна механічна очистка та аерація, а також хімічний і біологічний. Фізичні впливи зводяться до розведення евтрофікованих вод чистими, зниження їхньої прозорості (замулювання та ін.), видалення мулу і багатих на біогени вод гіполімніона, а також до аерації води.

Аерація – насичення води повітрям або киснем – дуже важливий процес у рибництві. Гідробіонти, що мають промислову цінність, споживають кисень; фотосинтезуючим рослинам він потрібен навіть у темряві. За винятком періодів високої фотосинтезуючої активності водоростей, кисень надходить у воду з повітря.

Аерація дає хороші результати при попередженні евтрофікації невеликих водойм. У більшості випадків аераційні установки працюють за принципом подачі повітря в водойму (прокладання повітроподавальних перфорованих труб у придонному шарі) або

розпилення води в атмосфері (фонтанування). З поліпшенням кисневого режиму посилюється мінералізація органіки, скорочується або припиняється її накопичення у водоймі [9].

Аерація ставка взимку ще більш важлива, ніж влітку. Це насамперед пов'язано з тим, що невеликі водойми швидко вкриваються кригою. Щоб не допустити цього процесу, використовують заглибні аераційні системи. Повітря пробивається крізь товщу води і за рахунок постійного утворення бульбашок перешкоджає утворенню шару льоду.

Аналіз основного матеріалу. Авторами проведено систематизацію інформації про відомі способи та засоби попередження евтрофікації, в результаті загальний аналіз наявних заходів боротьби з цим негативним явищем дав змогу виділити їхні основні переваги та недоліки (табл).

Отже, жоден із перерахованих способів та засобів боротьби з евтрофікацією водойм не очистить водойму повністю, але застосування їх у комплексі може бути ефективним.

Комплексний підхід полягає в:

- 1) створення сприятливих умов у водоймі для гідробіонтів, що передбачає насичення води киснем і стабілізацію її температури;
- 2) зниження вмісту поживних речовин для синьо-зелених водоростей, що забезпечується шляхом зміни пральних засобів, технології виробництва, удосконалення систем очищення стічних вод, насадження вздовж луків захисних зон тощо.

Але основним способом попередження евтрофікації та боротьби з нею є створення у водоймі таких умов, за яких навіть при потраплянні поживних для синьо-зелених водоростей речовин вони не мали б змоги надмірно розмножуватись, утворюючи цвітіння водойми.

Авторами запропоновано установку, що працює від альтернативного джерела живлення – енергії вітру, забезпечує аерацію води та стабілізацію температури у водоймі в діапазоні +10-25 °С. Дану установку можна застосовувати у рибних господарствах та на очисних спорудах.

Переваги та недоліки методів попередження евтрофікації водойм і боротьба з нею

Метод попередження евтрофікації та боротьби з нею	Переваги	Недоліки
Розведення евтрофікованих вод чистими	Швидке зменшення концентрації біогенів у воді	Тимчасовий засіб; неекономне використання водних ресурсів
Кавітація	Руйнування водоростей на клітинному рівні	Застосовувався у якості експерименту. Невідомий вплив на гідробіонти
Аерація	Досить висока ефективність; не завдає шкоди гідробіонтам; зниження вуглекислого газу; збагачення киснем; ефективне застосування взимку	Обмеження рівня занурення пристроїв; деякі конструкції важко переносити; аератори, що під'єднані до вітряків, не працюють у безвітряну погоду
Хімічні способи аерації	Висока ефективність	Не знайшли широкого застосування; висока собівартість; забруднення хімічними елементами; деякі реагенти можуть бути токсичними для рибного господарства
Біологічні способи аерації	Екологічне очищення	Часткове очищення, потрібне використання додаткового засобу
Хімічні методи	Висока ефективність	Висока собівартість; необхідне додаткове очищення від хімічних елементів; деякі реагенти не можуть бути використані у рибогосподарствах

Принцип її роботи полягає в наступному: водозабірну трубу розміщують нижче глибини промерзання води в холодну пору року, що забезпечує надходження рідини без перешкод, пов'язаних із замерзанням. Помпа з електродвигуном, який підключено до генератора, що має механічний привід від

вітроагрегату та забезпечує керований потік води до теплообмінника.

Вище максимального рівня води розташовується розприскувач, за допомогою якого відбувається скидання води з труби, це дає змогу забезпечувати аерацію температурно стабілізованої води (рис).

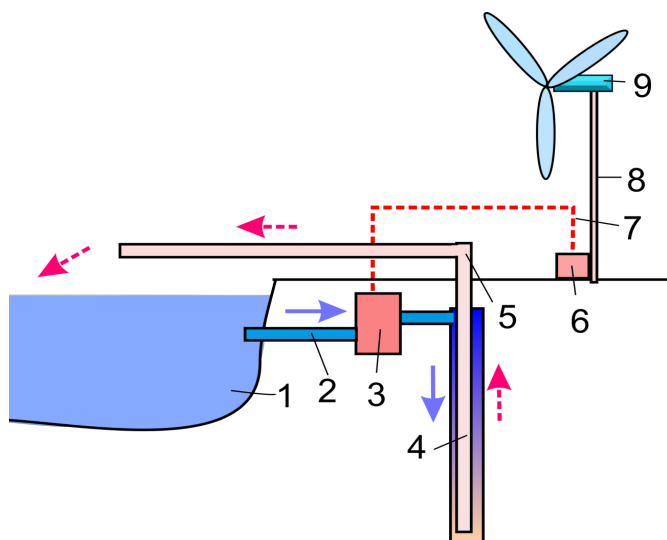


Рис. Схематичне зображення установки для стабілізації температури та аерації води у водоймі,

де: 1 – водоймище; 2 – водозабірна труба; 3 – помпа; 4 – геотермальний теплообмінник; 5 – водоскидна труба з розприскувачем; 6 – електрогенератор; 7 – електричний кабель; 8 – щогла; 9 – вітроагрегат

Краплі, які вилітають із розприскувача, інтенсивно перемішуються з повітрям, при цьому вода збагачується киснем, утворюючи водно-повітряну суміш, що забезпечує аерацію водоймища, а поблизу скиду утворюється насичена необхідним для риб та інших аеробних гідробіонтів киснем товща води.

Установка для стабілізації температури та аерації води у водоймі працює таким чином.

У холодну пору року відбувається забір води з водоймища (1) з-під шару криги до труби (2) під дією створюваного помпою (3) розрядження. Холодна вода малопридатна для існування гідробіонтів, надходить до геотермального теплообмінника (4), де за рахунок тепла породного масиву (заглибленого від поверхні на декілька метрів) нагрівається до +10 - 17 °С. Після цього вона спрямовується до труби (5) за рахунок тиску помпи (3), електродвигун якої приводить у дію електрогенератор (6). Живлення електрогенератора (6) відбувається через електричний кабель (7) від розташованого на щоглі (8) вітрогенератора (9). Термостабілізована вода рухається по трубі (5), яка закінчується розприскувачем, і на виході дрібниться на численні краплі. Фонтан крапель (5), що вилітає із труби, інтенсивно перемішується з повітрям, при цьому вода збагачується киснем. Ця водно-повітряна суміш забезпечує аерацію водоймища (1) та збагачує його киснем.

У спекотну пору року також відбувається забір води з водоймища (1) до труби (2) під дією створюваного помпою (3) розрядження. Нагріта вище +25 °С, непридатна для існування гідробіонтів вода надходить до геотермального теплообмінника (4), де віддає тепло гірському масиву, охолоджуючись при цьому до +10 ... 17 °С. В результаті вона стає придатною до розчинення в ній кисню. Термостабілізована охолоджена вода рухається по трубі (5), яка закінчується розприскувачем, і на виході дрібниться на численні краплі. Фонтан крапель (5), що вилітає з труби, інтенсивно перемішується з повітрям, при цьому вода збагачується киснем, така водно-повітряна суміш і забезпечує аерацію водоймища (1). Постачання енергії для електродвигуна помпи (3) також відбувається за допомогою кабелю (7) від електрогенератора (6), до обертання якого призводить розташований

на щоглі (8) вітрогенератор (9). Таким чином, установка використовує дешеву екологічно чисту енергію.

Отже, установка дає можливість відмовитися від зовнішніх джерел енергії за рахунок альтернативного джерела – вітрової енергії, що є насамперед екологічним та економічно доцільним.

Наступним завданням, яке автори ставлять перед собою, є розробка технічного проекту аераційної установки з розрахунком технічних параметрів для типових умов українських водоймищ. У перспективі передбачається створення дослідного зразка такої установки.

Висновки. Основною причиною евтрофікації є антропогенний вплив на навколишнє середовище, що спричинює цвітіння водойми. Такі фактори, як наявність надмірного вмісту азоту та фосфору в стічних водах підприємств, побутових стічних водах, надмірне використання добрив у сільському господарстві, разом з органічними речовинами, залізом, мікроелементами, пришвидшують евтрофікацію.

Низька турбулентність сприяє збільшенню популяції водоростей, особливо такого роду, як синьо-зелені, що є небезпечними для аквабіоти. Температура, при якій починається інтенсивне розмноження синьо-зелених водоростей у водоймі, становить 25 °С і вище, а ступінь насичення киснем – 75 % і нижче.

Жоден із відомих способів та засобів боротьби з евтрофікацією не може повністю очистити водойму, але застосування їх у комплексі є ефективним.

Одними зі шляхів недопущення евтрофікації є аерація та стабілізація температури, у зв'язку з чим авторами запропонована установка, що працює за рахунок відновлювальних джерел енергії. Вона дає змогу стабілізувати температуру та забезпечити киснем водойму. Наступним етапом досліджень заплановано обґрунтування технічних параметрів запропонованої установки для реальних умов українських водойм.

ЛІТЕРАТУРА

1. Linkov I., Satterstrom F.K., Loney D., Steevans J.A. The Impact of Harmful Algal Blooms on USACE Operations; ANSRP Technical Notes Collection; ERDC/TN ANSRP-09-1; U.S. Army Engineer Research and Development Center: Vicksburg, MS, USA, 2009.
2. Paerl H.W., Fulton R.S., Moisander P.H. and Dyble J. Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria. *ScientificWorldJournal*. 2001. Vol. 1. P. 76–113.
3. Kostenko V., Zavyalova O., Chepak O., Pokalyuk V. Mitigating the adverse environmental impact resulting from closing down of mining enterprises. *Mining of Mineral Deposits*. 2018. Vol. 12, № 3. P. 105–112.
4. Yang B., Jiang Y.-J., He W., Liu W.-X., Kong X.-Z., Jørgensen S.E., Xu F.-L. The temporal variations of phytoplankton diversities and their correlation with trophic state levels in a large eutrophic Chinese lake. *Ecol. Indic.* 2016. № 66. P. 153–162.
5. Синельников О.Д. Забезпечення екологічної безпеки водосховищ шляхом використання мікроводоростей для виробництва енергоносіїв : дис.канд. техн. наук : 21.06.01 / Міністерство освіти і науки України, Національний університет «Львівська політехніка». Львів. 2016. 144 с.
6. Хецуриани Е.Д., Зерщиков Д.И., Хецуриани Т.Е. Способ аэрации при цветении водоемов. *Приоритетные задачи и стратегии развития сельскохозяйственной науки: сб. науч. работ науч.-практ. конф. (25 мая 2016 г. / FTSNiO EVENSIS)*. Тольятти, 2016. С. 5–17.
7. Хецуриани Е.Д., Хецуриани Т.Е. Применение химического способа при цветении водоемов. *Приоритетные задачи и стратегии развития сельскохозяйственной науки: сб. науч. работ науч.-практ. конф. (25 мая 2016 г. / FTSNiO EVENSIS)*. Тольятти, 2016. С. 13–15.
8. Matthews M.W., Odermatt D. Improved algorithm for routine monitoring of cyanobacteria and eutrophication in inland and near-coastal waters. *Remote Sens. Environ.* 2015. № 156. P. 374–382.
9. Beck R.A., Zhan S., Liu H., Tong S., Yang B., Xu M., Ye Z., Huang Y., Wu Q., Wang S. et al. Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating chlorophyll-a in a temperate reservoir using coincident hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. *Remote Sens. Environ.* 2016. № 178. P. 15–30.
10. Grogan N., Akedrin T.N., Koffi K., Thiegba K., Akaffou D.S. & Ouattara A. Distribution spatio-saisonnière des cyanobactéries le long du cours d'eau, la Lobo, haut Sassandra (Daloa, Côte d'Ivoire). *Tropicultura* [En ligne]. 2017. Vol. 35, Numéro 4. P. 288–299.
11. Бородулин И. В. Разработка технологий и технических средств для сбора и утилизации сине-зеленых водорослей / И. В. Бородулин, В. А. Милюткин, Г. С. Розенберг. // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии.. – 2016. Т. 25.– №4. – С. 123–129.

УДК 502.504.57.02

АЕРОЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ В УКРАЇНІ ТА ЗА КОРДОНОМ

Фролов В.Ф., Ісаєнко В.М., Савицький В.Д., Дудар Т.В.

Національний авіаційний університет,
просп. Космонавта Комарова, 1,
03058, Київ
frolov47@ukr.net
dtv.nau@gmail.com
pollen@ukr.net

Представлено стан аероекологічних досліджень за останні роки в Україні та провідних країнах Європи. Показано масштаби забруднення атмосферного повітря біополлютантами (пилком алергенних рослин та спор грибів) та їх вплив на здоров'я населення. Особливої уваги заслуговують регіони України, де існують джерела техногенного забруднення довкілля. Обґрунтовано необхідність створення в Україні системи аероекологічного моніторингу та з'єднання її із загальноєвропейською, яка успішно працює і вносить вагомий вклад у справу попередження небезпечних захворювань і поліпшення якості життя населення.

Ключові слова: аероекологічний моніторинг, біополлютанти, пилком алергенних рослин та спор грибів.

Aeroecological monitoring of atmospheric air in Ukraine and abroad. Frolov V., Isaienko V., Savytskyi V., Dudar T.

The article presents recent developments in aeroecological research in Ukraine and certain other European countries. It shows the extent of atmospheric air pollution by biopollutants (pollen of allergenic plants and fungi spores) and the impact it has on public health. Authors pay particular attention to Ukrainian regions where there are sources of man-made pollution. With this research they prove the necessity of creating an aeroecological monitoring system in Ukraine and connecting it to the one in Europe, which functions successfully and significantly helps prevent dangerous diseases and overall improves the quality of life of the population.

Keywords: aeroecological monitoring, biopollutants, pollen of allergenic plants and fungi spores.

Вступ. Проблеми забруднення атмосферного повітря в Україні є дуже актуальними та потребують нагального вирішення. Вважається, що це насамперед, зумовлено збільшенням концентрації хімічних речовин в повітрі від стаціонарних та пересувних джерел забруднення. Проте, окрім техногенного забруднення, проблемним питанням залишається підвищений вміст біогенних поллютантів в атмосферному повітрі, до яких належать віруси, бактерії, водорості, гриби, спори, пилкові зерна, фрагментилишайників, рослин, комах, найпростіших тощо. Наявність їх у повітрі не лише погіршують його екологічний стан, але й зумовлюють забруднення основних компонентів довкілля та негативно впливають на здоров'я людини, спричиняючи низку алергічних захворювань. Маючи здатність адсорбувати на поверхні різні хімічні речовини, біополлютанти можуть поширювати забруднюючі речовини на значні відстані та у великих обсягах.

В цій статті ми наводимо огляд аеропалінологічних досліджень в Україні та деяких країнах світу з метою порівняння стану досліджень природних аероалергенів та розвитку цього напрямку науки в Україні.

Огляд проблеми аероекологічного моніторингу в Європі та світі. Аналіз літератури свідчить, що вплив забруднень повітря спостерігається у великих промислових центрах, включаючи мегаполіси України [1]. Це призводить до зростання випадків алергічних захворювань. В останні десятиліття зросло число публікацій про зв'язок між рівнем неорганічних забруднень в атмосферному повітрі та структурою і властивостями алергенів пилку рослин [2]. Хімічний склад пилку та спор із забруднених

територій суттєво відрізняється від пилку, що походить із відносно чистих місцезростань [3]. Є данні, що саме техногенні поллютанти спричиняють підвищення індукованої пилком алергії і астми у сильно забруднених регіонах [4]. Отже зрозуміло, що на територіях, де повітря більш забруднене, слід проводити спеціальні дослідження якості пилку та його властивостей.

В науковій літературі існує поняття «біозабрудник» та «біополлютант». До них відносять пилок особливо алергомодулюючих видів рослин, зокрема амброзії. Нещодавно вважали, що амброзія викликає алергію лише у жителів південних, центральних та східних областей України [5], оскільки на Заході країни ця рослина не поширена. Але нові дослідження виявили амброзію і у Західних регіонах країни, а концентрація її пилку дуже відрізняється у різні роки [6].

Пилок є головним алергенним фактором через ряд своїх властивостей, у тому числі – антигенних [7]. Алергенна активність пов'язана з білковою складовою пилку. Доведено, що алергени пилку проникаючи через слизові оболонки вже через 30 секунд можуть виникати алергічні реакції [8].

До пилку рослин з найбільш вираженими алергенними властивостями слід віднести пилок представників: лободові (*Chenopodiaceae*), щирицеві (*Amaranthaceae*), розоцвіті (*Rosaceae*), складноцвіті (*Asteraceae*), букові (*Fagaceae*), тонконогоцвіті (*Poales*).

До рослин, пилок яких найбільш часто викликає алергійні захворювання, належать,

насамперед, анемофільні рослини (адаптовані до розповсюдження пилку за допомогою вітру). Встановлено, що пилок поширюється вітром на сотні, а іноді на тисячі кілометрів від місць їх зростання. До вітрозапильних належить близько 15-20 % видів покритонасінних рослин (майже всі злакові, осокові, березові, букові, кропивні, подорожникові та хвойні).

В провідних країнах світу аеробіологічним напрямком займаються відповідні фахівці, які потребують спеціальної підготовки та обладнання. Подібні дослідження проводяться з використанням сучасних аеробіологічних приладів та мікроскопічної техніки. Аеробіологічний моніторинг в зарубіжних країнах проводиться на законодавчій основі, а отримані данні регулярно публікуються в засобах масової інформації та використовуються в наукових та прикладних галузях екології, біології та медицини.

Більшість європейських аеробіологічних станцій об'єднані в загальноєвропейську інформаційну систему контролю пилку EPI (EuropeanPollenInformation), яка охоплює більшість країн Європи від Португалії до Росії (рис). У 1988 р. була створена робоча група, яка розробила загальні стандарти та принципи подання результатів аеропалінологічних досліджень. Уніфікація методик відбору і обробки проб, а також об'єднання результатів досліджень, дозволяє широко використовувати систему моніторингу для прогнозування аероекологічної ситуації в Європі [9, 18].

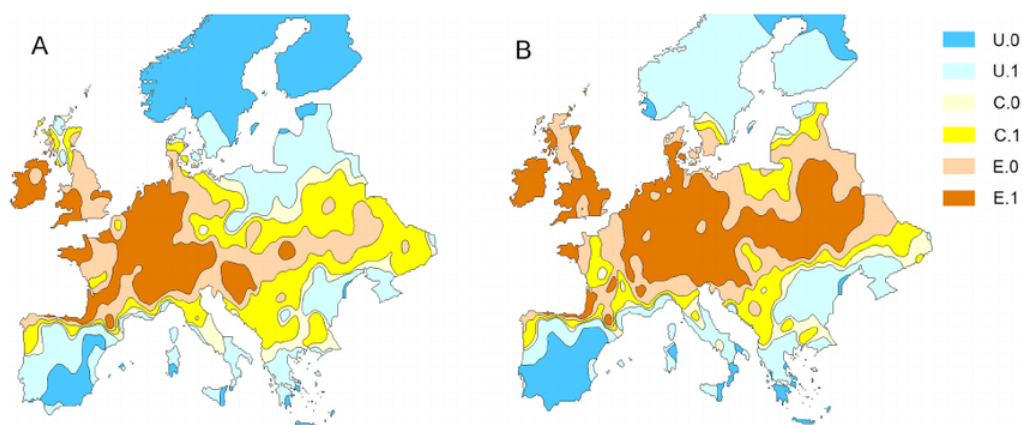


Рис. Поширення амброзії *artemisiifolia* (звичайної амброзії) в Європі в умовах зміни клімату, як це передбачено моделлю на основі процесу.

Вид А – Використання сценаріїв HadCM3 (A1B) на найближче майбутнє 2010–2030 роки; вид В – довгострокове майбутнє 2050–2070. Категорії: U.0 - сильно непридатний, U.1 - непридатний, C.0 - випадковий (менш вірогідний), C.1 - випадковий, E.0 - встановлений, E.1 - добре встановлений

За прогнозами вчених поширення пилку алергенних рослин має тенденцію до збільшення. В Європі до 2030 року прогнозується різке збільшення концентрації в повітрі пилку деяких небезпечних видів рослин, наприклад, амброзії (рис.). Цей процес, насамперед, пов'язаний із глобальними змінами клімату на планеті [18].

Останнім часом набувають актуальності дані про рівень забрудненості (урбанізованості) території. Дослідження у Швеції, Італії, Іспанії показали, що кількість хворих на сінову лихоманку більша у великих містах, ніж в сільських районах, де індекси кількості пилку вищі. В Японії найбільша частка хворих на поліноз була виявлена у людей, які проживають поряд автомобільних доріг з інтенсивним рухом та високою концентрацією викидів. Це пояснюється тим, що викиди роблять людей більш чутливими до алергенів [10].

В 80-х роках ХХ століття аеропалінологи багатьох країн Європи об'єдналися для розроблення єдиної програми досліджень і створення Міжнародної аеропалінологічної служби та банку даних, до якого внесли дані про динаміку вмісту в повітрі пилку поширених алергенних таксонів рослин. Нині у Європі та Північній Америці існує розгалужена мережа інформаційних систем щодо поширення пилку алергенних видів рослин. У Європі функціонують пов'язані між собою інформаційні системи «Європейська база даних аероалергенних рослин» (European Aeroallergen-Network-EAN), (Веб-портал www.polleninfo.org) та комерційна інформаційна мережа «epiLtd».

Відповідно до рекомендацій Європейської асоціації аеробіологів (EAN) кількість таксонів, що входять до календаря пилкування, не повинно перевищувати 15. Календарі пилкування створюються за результатами довготривалих спостережень. В них зазначають дані про початок, тривалість та закінчення цвітіння кожного таксону, а також піки сезону пилкування, під час

яких починається розвиток алергічних реакцій у більшості людей. Такі пилкові календарі створюються для окремих територій або однієї кліматичної зони країни [11].

Європейська Міжнародна Асоціація Аеробіології у «Рекомендаціях з методології моніторингу пилку, що виконується постійно» вказує, що необхідно проводити обов'язковий моніторинг алергенного пилку таких таксонів: вільха (*Alnus*), ліщина (*Corylus*), береза (*Betula*), олива (*Olea*), пилку представників родин кипарисові (*Cupressaceae*), тисові (*Taxaceae*), злакові (*Poaceae*), кропивові (*Urticaceae*), родів полин (*Artemisia*) та амброзія (*Ambrosia*) [12].

Крім того, рекомендується реєструвати пилки родів: сосна (*Pinus*), ясен (*Fraxinus*), каштан (*Castanea*), дуб (*Quercus*), щавель (*Rumex*), подорожник (*Plantago*), родин лободові (*Chenopodiaceae*), щирицеві (*Amaranthaceae*) та букові (*Fagaceae*).

Аеропалінологічні дослідження в Україні. Більшість з вищезгаданих рослин розповсюджені й на території України. Проте, дослідження структури пилкової сенсibiliзації у нашій країні є поодинокими [13]. Перші аеропалінологічні дослідження проводились під керівництвом академіка Дмитра Костянтиновича Зерова та були присвячені вивченню закономірностям поширення у повітрі пилку та спор рослин степової зони (Миколаївські неорані землі, Хомутовський степ), Києва та Українських Карпат. На жаль, була виконана лише невелика частина програми досліджень степової зони [14].

Враховуючи складну екологічну ситуацію в Україні, надзвичайно важливо здійснення аеробіологічного моніторингу, який передбачає систематичний контроль за станом атмосферного повітря на вміст біогенних забруднювачів, насамперед, пилку алергенних рослин та спор пліснявих грибів. В Україні цей напрям, на жаль, мало розвинений та потребує загальнодержавної підтримки. На сьогодні відсутні державні цільові програми з аеробіологічного моніторингу (існують спорадично діючі станції у містах Вінниця, Запоріжжя та Київ). Загалом аеробіологічна ситуація в Україні є недостатньо вивченою та потребує постійного контролю.

Пилковий календар для країн Західної Європи

Plant species	Popular name	Allergenicity of Pollen		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
Corylus	Hazel bush	Moderate to high	T R E E S													
Alnus	Alder	Moderate to high														
Cupressaceae	Cypress, Juniper	Moderate														
Populus	Poplar	Low														
Acer	Maple	Low to moderate														
Salix	Willow	Low														
Fraxinus	Ash tree	Moderate to high														
Betula	Birch	Very high														
Carpinus	Hornbeam	Low to moderate														
Platanus	Plane tree	Moderate to high														
Juglans	Walnut tree	Low to moderate														
Quercus	Oak tree	Moderate														
Morus	Mulberry	Insufficiently studied														
Fagus	Beech tree	Low to moderate														
Tilia	Linden	Very low														
Dactylis	Cocksfoot		G R A S S													
Poaceae	Grass	Very high														
Triticum	Wheat	Moderate to high														
Cannabaceae	Cannabis, hop	Low	W E E D S													
Plantago	Plantain	Low to moderate														
Rumex	Sorrel	Moderate to high														
Urticaceae	Nettle	Low														
Chenopodiaceae	Cindarella	Low to moderate														
Artemisia	Wormwood	Very high														
Ambrosia	Ragweed	Very high														

Важливою та актуальною проблемою моніторингу є методична основа, на якій проводяться аеропалінологічні дослідження. Це має велике значення для оцінки рівня та строків палінації, порівняння результатів отриманих у різних регіонах. Нині, в Україні є лише кілька сучасних приладів для аеропалінологічних досліджень, зокрема один з яких працює в лабораторії аероекології НАНУ (Київ).

Однак в Україні існує ряд невирішених питань, пов'язаних із даними дослідженнями та аеробіологічним моніторингом, головним серед них є підготовка кадрів та матеріальне забезпечення досліджень в цій галузі.

На стан аероекологічної ситуації та здоров'я населення в Україні впливає велика кількість природних факторів. Одним із прикладів є пилок

алергенних рослин, що викликає поліноз – це алергічне захворювання, при якому під дією алергену виникають захворювання слизових оболонок дихальних шляхів, очей, носової порожнини, що спричинює появу atopічного дерматиту, кон'юнктивіту, бронхіальної астми та симптомів сезонного нежиття [14, 15].

Характерною особливістю палінозів в Україні, є сезонний прояв, що набуває масового характеру особливо навесні та влітку. Періодично концентрація пилку в повітрі підвищується до небезпечних меж [16]. Протягом кожного сезону палінації суттєво змінюються видовий спектр рослин, рівень концентрації у повітрі алергенного пилку, що має суттєве значення для масового виникнення палінозів. Тому аеропалінологічні дослідження, особливо кількісного вмісту пилку алергенних рослин, що знаходиться у повітрі є дуже важливим. Без цих даних алергологічне обстеження хворих на паліноз буде малоефективне [17].

Продовженням таких досліджень стали результати аеропалінологічних досліджень на базі Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України (м. Київ), яким з середини 90-х років минулого сторіччя займались в Лабораторії палеоботаніки. Протягом кількох років були створені сучасні прилади для досліджень та палінотека для ідентифікації пилку 46 таксонів. Були встановлені закономірності поширення найбільш небезпечних алергенів, які виявлені в атмосферному повітрі [12].

Після аварії на Чорнобильській АЕС (квітень 1986 р.) у повітрі з'явився ряд нових поллютантів. Те, що пилок рослин є переносником хімічних речовин та радіонуклідів підтверджуються довготривалими дослідженнями у Словаччині, які показали, що з пилом може переміщуватися радіоактивний цезій-137 [17]. Наші дослідження дають підстави стверджувати, що забруднений радіонуклідами пилок сосни звичайної (*Pinus silvestris*) може суттєво впливати на радіоекологічну ситуацію не тільки у зоні відчуження Чорнобильської АЕС, але і за її межами (до 2000 км). Є данні що, під дією забруднень, може змінюватись не тільки радіонуклідний але і антигенний склад самого пилку. Адже на пилок накладається подвійний ефект дії забруднювачів: під час формування

генеративних органів рослини та при знаходженні у повітряному середовищі. Отже, регулярне проведення аеропалінологічного моніторингу в Україні є актуальним з багатьох точок зору і здійснення його необхідно, насамперед, у містах з найбільш складною екологічною ситуацією.

Висновки. Подальший аналіз ситуації дає всі підстави до продовження довгострокових наукових досліджень у цій галузі, результатом яких стало б складання актуальних алергопрогнозів для попередження населення регіону про небезпечні екологічні періоди. Також, важливо поширити дослідження на всі регіони України. Адже аеропалінологічна ситуація відрізняється в залежності від геокліматичного положення території, а практична цінність отриманих даних визначається можливістю застосування їх саме у конкретному регіоні.

Оскільки територія України займає декілька кліматичних зон, в яких є різні види алергенної флори, існує необхідність створення пунктів спостереження в більшості областях. Наприклад, в Польщі мережа пунктів аеропалінологічного моніторингу створена у 10 регіонах.

Дослідження повинні проводити фахівці: біологи, екологи, алергологи, які можуть використовувати результати таких досліджень для попередження масових алергічних захворювань в Україні.

ЛІТЕРАТУРА

1. Дудар Т. В. Аналіз стану та перспективи покращення моніторингу атмосферного повітря / Т. В. Дудар, Н. В. Руденко, А. В. Яцишин. // Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. Вип. 5. – 2012. – С. 61–71.
2. Myszkowska D., Obtulowicz K., Szczepanek K. Krakowska Uniwersytecka Sacja Monitoringu Aerobiologicznego. Kraków. 2008. 12 s.
3. Kalinovykh N., Pavlyshyn S. Airborne pollen in Lviv. Proceeding of Second European Symposium on Aerobiology, September 5-9. 2000. Vienna, p. 84.
4. Калинович Н. Порівняльна характеристика пилового опаду алергенних рослин у Великопольському регіоні (Польща) і Львові (Україна). / Н. Калинович, А.

- Стах, М. Чернецький. // Біологічні студії/ *StudiaBiologica*. – 2007. – №1. – С. 73–86.
5. Пухлик Б. М. Розвиток аеропалінологічних досліджень в Україні - актуальний напрямок вітчизняної біології та медицини / Б. М. Пухлик, Д. І. Заболотний, В. В. Родінкова. // Матеріали наукових праць І З'їзду алергологів України. – 2002. – 143 с.
 6. Mičieta K., Murin G. Wild plant species in bio-indication of radioactive-contaminated sites around JaslovskiBohunice nuclear power plant in the SlovakRepublic. *J. EnvironmentalRadioactivity*. 2007. 93(1). P. 26–37.
 7. Балаболкин И. И. Распространенность, диагностика и лечениеполлиноза у детей / И. И. Балаболкин. // *Аллергология*. – 1998. – №2. – С. 41–46.
 8. Фрадкин В. А. Реакция нейтрофилов крови как показатель инфекционной и лекарственной аллергии / В. А. Фрадкин. // *Сов.Мед.* – 1962. – №9. – С. 41–46.
 9. Spieksma FRegional European pollen calendars. In: G.D'Amato, F.Th.M.Spieksma and S.Bonini (Eds.) *Allergenic Pollen and Pollinosisin Europe*. Oxford, Blackwell. 2011 p. 49–65.
 10. Allergy and pollen. European pollen data. 2000. - 12 p.
 11. Беклемишев Н. Д. Поллинозы. / Н. Д. Беклемишев, Р. К. Ермакова, В. С. Мошкевич. – Москва: Медицина, 1985. – 240 с.
 12. Savitsky V. Aerobiology in Ukraine and Kirgistan: the first // *International aerobiology newsletter*. - 1997. - № 47. - p. 26-29.
 13. Savitsky V.D, Kobzar V.N. Aerobiology in Russia and neighbouring countries, 1980-1993: A bibliographic review // *Grana*. - 1996. - № 35. - p. 314-318.
 14. Нокс Р. Б. Биология пыльцы / Р. Б. Нокс. – Москва: Агропромиздат, 1985. – 83 с.
 15. Казмірчук В. Є. Клінічна імунологія та алергологія. Підручник для студентів / В. Є. Казмірчук, Л. В. Ковальчук. – Вінниця: Нова Книга., 2006. – 504 с.
 16. Адо А. Д. Общая аллергия: руководство для врачей / А. Д. Адо. – Москва: Медицина, 1970. – С. 68-81.
 17. Савицький В. Д. Небезпечні іммігранти. Вплив біополлютантів Зони відчуження ЧАЕС на екологічну ситуацію за її межами / В. Д. Савицький. // *Вісник НАН України*. – 2005. – №10. – С. 9–15.
 18. https://www.researchgate.net/figure/Distribution-of-Ambrosia-artemisiifolia-common-ragweed-in-Europe-under-climate-change_fig6_260214135
-

УДК 621.039.74

СОРБЦІЯ ^{90}Sr І ^{137}Cs З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ НА БЕНТОНІТОВИХ ГЛИНАХ ЧЕРКАСЬКОГО ТА ГОРБКІВСЬКОГО РОДОВИЩ

Шабалін Б.Г.¹ Колябіна І.Л.^{1,2}, Ярошенко К.К.¹.

¹ ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України»
проспект Академіка Палладіна, 34-а, м. Київ, 03142
b_shabalin@ukr.net
igns.yaroshenko@gmail.com

² Інститут геологічних наук НАН України
вул. О. Гончара, 56-б, м. Київ, 01601
kolira_igns@i.ua

Дослідження кінетики сорбції ^{90}Sr і ^{137}Cs природних бентонітових глин Черкаського та Горбківського родовищ і Na-форми бентонітової глини Черкаського родовища виявило, що значення степеню сорбції (S) для ^{90}Sr на Na-формі перевищує 80%. Для природних зразків цей показник нижчий та становить 22 й 15% для Черкаського та Горбківського родовищ відповідно. Сорбційна здатність по відношенню до ^{137}Cs складає близько 70% для Na-форми бентонітової глини Черкаського родовища, для природних зразків глин Черкаського і Горбківського родовищ вона у 1.5-2 рази нижча. Поглинання Na форми бентоніту Черкаського родовища знаходиться в межах 45-50% для ^{137}Cs і 38-40% та ^{90}Sr від його загальної сорбційної активності. Для природних зразків ці показники відрізняються на 10-12%, знижуючи або підвищуючи їх.

Ключові слова: бентоніт, Черкаське і Горбківське родовища, сорбція, десорбція, цезій, стронцій.

Sorption of ^{90}Sr and ^{137}Cs from water solutions by bentonite clays of Cherkas'ke and Gorbs'ke deposits. Shabalin B., Koliabina I., Yaroshenko K.

A study of ^{90}Sr and ^{137}Cs sorption kinetics of natural bentonite clays from Cherkas'ke and Gorbs'ke deposits and of Na-form bentonite clay from Cherkas'ke deposit have showed that sorption degree value (S) for ^{90}Sr on the Na-form exceeds 80%, for natural samples this value is lower and is 22 and 15% for Cherkas'ke and Gorbs'ke deposits,

respectively. Sorption capacity in relation to ^{137}Cs is about 70% for Na-form bentonite clay from Cherkas'ke deposit, for natural clay samples from the Cherkas'ke and Gorbs'ke deposits this value is 1.5 - 2 times lower. Sorption of the Na-form bentonite of Cherkas'ke deposit is in the range of 45 - 50% for ^{137}Cs and 38 - 40% for ^{90}Sr of its total sorption activity. For natural samples, these values differ by 10 - 12%, reducing or increasing them.

Keywords: bentonite, Cherkas'ke and Gorbs'ke deposits, sorption, desorption, Cesium, Strontium.

Вступ. Бентоніти – це група різних за походженням глинистих порід смектитового складу. До смектитів відносяться глинисті мінерали, характерною особливістю яких є здатність до внутрішньокристалічного набрякання. До складу яких входять – монтморилоніт, бейделіт, нонтроніт, волконськоїт, сапоніт, гекторит та соконіт [1]. Бентонітові глини, дрібнозернисті піщані суміші з бентонітовою глиною розглядаються у якості основного підстилаючого бар'єру (екрану) поверхневих/приповерхневих сховищ радіоактивних відходів (РАВ), що дозволяє створити умови, за яких масообмін між РАВ, ґрунтовими і підземними водами можливий лише завдяки процесу дифузії. Також це допомагає запобігти потраплянню довгоіснуючих радіонуклідів в колоїдній формі в ґрунті та підземні води, забезпечує ефективну сорбцію радіонуклідів після вірогідної розгерметизації контейнера або інших ємностей з РАВ. Бентоніти порівняно з іншими природними сорбентами

характеризуються насамперед, значною гідроізоляцією та сорбційною здатністю по відношенню до більшості катіоноутворюючих радіонуклідів, що обумовлено особливістю будови кристалічної решітки основного породотвірного компоненту (сметитового мінералу) і розвиненою міжфазною поверхнею [2]. Нині завдання кінцевого етапу поводження з РАВ в Україні вирішуються шляхом створення сховищ національного масштабу (комплекс «Вектор») для забезпечення прийому РАВ усіх категорій, а також зменшення об'єму місць їх тимчасового зберігання і/або захоронення за рахунок компактування. При цьому, в більшості випадків системного обліку спеціальних властивостей глин, які використовуються для бар'єрів сховищ, не відбувається. Тому ефективність таких робіт з радіаційної безпеки може бути досить низькою.

Проектом першої черги комплексу «Вектор» передбачено захоронення короткоіснуючих низько-і середньоактивних відходів у сховищах типу ТРВ-1 і ТРВ-2 [3, 4]. Слід також враховувати можливість створення нових спрощених поверхневих сховищ (типу «Буряківка») для захоронення дуже низькоактивних відходів за новою класифікацією РАВ, яка буде остаточно затверджена на законодавчому рівні Верховною Радою України [5].

За розрахунками авторів статті, для створення підстилаючого сорбційного шару (дрібнозернистий пісок та бентонітова глина у співвідношенні 5:1) сховищ типу ТРВ-1 і ТРВ-2 (16 і 40 шт. відповідно) необхідно близько 31000 м³ бентонітової глини. Місцеві родовища глинистих порід (переважно суглинки або мергелевімісні глини з низьким вмістом сметитового компоненту), які знаходяться у зоні відчуження та прилеглих територіях, мають невеликі запаси, низьку сорбційну здатність в порівнянні з бентонітовими глинами, і можуть застосовуватись переважно для виробництва цегли та у сільському господарстві [6]. Отже, серед важливих аспектів створення поверхневих/приповерхневих сховищ для захоронення РАВ слід назвати дослідження сорбційних властивостей щодо радіонуклідів цезію і стронцію бентонітових глин великих родовищ (понад 20000 тис. т), до яких відносяться Черкаське і Горбківське, запаси яких складають

близько 80 %, а Черкаське родовище вважається найбільшим у Європі [7].

В статті наведені результати дослідження сорбційних властивостей радіонуклідів ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs природних бентонітових і модифікованих (Na-форма) глин Черкаського та Горбківського родовищ.

Вихідні речовини та експериментальна частина. Для проведення дослідження, у якості вихідних речовин використовували природні бентонітові зразки Черкаського (Дашуківська ділянка, другий шар) і Горбківського (північно-західна ділянка) родовищ.

Було розглянуто мінерально-сировинний потенціал бентонітових глин України, у тому числі згаданих родовищ; досліджено хімічний і мінеральний склад бентонітових порід, кристалохімічні особливості та колоїдно-хімічні характеристики породотвірних сметитових мінералів [8]. Показано, що породотвірним сметитовим мінералом Черкаського родовища (Дашуківська ділянка, другий шар) є Al – Fe-монтморилоніт (65-70 мас. %), а Горбківського – Al – Fe-бейделіт (60-70 мас. %).

Зразки Na-форми (ПБА-20) бентонітової глини Черкаського родовища були надані для дослідження ПАТ «Дашуківські бентоніти». Було визначено, що гранулометрична фракція бентонітових зразків складала до 0,1 мм, наважка – 0,25 г; у співвідношенні Т:Р = 1:100, а склад модельного розчину для експериментів наближений до складу ґрунтових вод на різних ділянках зони відчуження.

Підготовлену наважку (0,25 г) дослідного зразка заливали 25 мл модельного розчину. Проби залишали на різні інтервали часу від 1 години до 14 діб з періодичним перемішуванням за температури 20 ± 1°С. Вимірювання залишкової активності ¹³⁷Cs і ⁹⁰Sr проводилось β спектрометричним методом. Вихідна питома активність радіонуклідів в розчині складала: ⁹⁰Sr – 3,2×10⁴ Бк/дм³, ¹³⁷Cs – 3,45×10⁴ Бк/дм³. Значення рН для модельних розчинів доводили до 7,5-7,8 водним розчином гідроксиду натрію. Змін рН в процесі сорбції виявлено не було. По закінченні відповідного інтервалу часу розчини декантували та проводили вимірювання залишкової активності ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr методом β спектрометрії

(прилад СЕБ 01/70). Активність аліквоти (10 мл) визначали відносно активності 10 мл вихідного модельного розчину з використанням однакової методики. Ступінь сорбції (S , %), який визначає долю радіонукліду на сорбенті в системі сорбент – розчин розраховували за рівнянням: $S = ((X_в - X)/X_в) \cdot 100$ %, де $X_в$ – вихідна концентрація радіонукліду в розчині, Бк/мл; X – рівноважна концентрація радіонукліду в розчині, Бк/мл.

Одним із методів оцінки сорбційних властивостей бентонітових глин, відносно радіонуклідів, є визначення фізико-хімічних форм їх фіксації, які надають інформацію щодо міцності їх поглинання і мають враховуватись при оцінці безпеки сховища РАВ, оскільки нерозчинна форма залишається незмінною та не приймає участі в процесах міграції [9].

Для визначення фізико-хімічних форм фіксації ^{90}Sr , ^{137}Cs використовувався метод послідовного вилуговування. Для визначення частки водорозчинної форми радіонуклідів (^{137}Cs , ^{90}Sr) зразки сорбенту заливали 25 мл дистильованої води та витримували в контакті впродовж однієї доби при періодичному перемішуванні. Потім розчин декантували, а сорбент заливали 25 мл ацетатно-амонійного буферного розчину ($\text{pH}=5$) та витримували впродовж однієї доби для визначення частки обмінно-поглинутих радіонуклідів. Розчин повторно декантували, а сорбент заливали 25 мл 0,1М розчину HNO_3 та витримували в контакті впродовж доби для визначення частки кислоторозчинної форми сорбції радіонуклідів. В кожному фільтраті визначали ступінь десорбції досліджуваних радіонуклідів, вимірюючи їх залишкову активність.

Результати та їх обговорення. Загальновідомо, що основним показником якості бентонітової глини, є вміст мінералів групи монтморилоніту. Завдяки особливостям шарової будови ґратки, разом з високою дисперсністю та обмінною ємністю (надзвичайно розвиненою поверхнею), обумовлюють велику адсорбційну здатність активно поглинати з розчинів різні іони (у т.ч. радіонукліди) та речовини [10].

Спроможність до іонного обміну бентонітової глини є домінуючим механізмом поглинання радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr [11]. Найбільшу іонообмінну спроможність, яка прямо пропорційна спроможності до внутрішньокристалічного роз-

бухання монтморилоніту при вмісту води, мають натрієві бентоніти (Na монтморилоніт). Менше вона проявляється у вигляді кальцієвих форм (природних) монтморилонітів. Сумарна обмінна ємність (СОЄ) і сумарний міжшаровий заряд Дашуківського бентоніту перевищує удвічі величину СОЄ Горбківського [8]. Загальна величина обмінного комплексу бентонітової глини Дашуківської ділянки становить 74×10^{-3} мг-екв/100г мінералу, тобто в 100 г сухої глини міститься $4,4 \times 10^{22}$ обмінних катіонів, а сумарний міжшаровий заряд дорівнює -0,364, а Горбківському бентоніту – 34×10^{-3} мг-екв /100 г мінералу ($2,0 \times 10^{22}$ обмінних катіонів) і -0,166 відповідно.

Фіксація радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr також залежить від присутності макроконцентрацій конкуруючих катіонів у водному розчині. Встановлено, що наступний ряд впливу конкуруючих іонів на сорбцію Cs^+ і Sr^{2+} ґрунтово-поглинальним комплексом: $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ [12].

Специфічність і ємність бентонітових глин до Cs і Sr визначається не тільки вмістом в них обмінних іонів Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , які розміщуються у порожнинах кристалічної ґратки в гідратному оточенні, а й особливостями макро- і мікроструктури, та у співвідношеннях з розмірами обмінних іонів [2], селективністю обмінних центрів. Обмінні центри алюмосилікатного каркасу (обмінні іони Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) є селективними. Селективність зумовлена стеричними факторами: розміром іонів цезію і стронцію зіставленими з діаметром макро-і мікропор. Більш макропористим є Дашуківський, а меншим – Горбківський бентоніт [8]. Слід враховувати, що при порівнянні результатів сорбції/десорбції спроможність Na-форми монтморилоніту до самодиспергування, тим самим збільшення питомої поверхні і селективністю обмінних центрів [13].

^{90}Sr – один з найбільш рухливих водних мігрантів [14], саме завдяки його особливостям та показникам геохімічної будови зони Полісся пояснюється поява у розчиненому вигляді ^{90}Sr у водоймищі-охолоджувачі в 1987 році [15]. Тому, ймовірно, що він у найбільшій кількості в порівнянні з ^{137}Cs та іншими радіонуклідами короткоіснуючих низько-і середньоактивних відходів буде присутнім в ґрунтових водах на

виході з поверхневих/приповерхневих сховищ РАВ. Таким чином, дослідження сорбції/десорбції ^{90}Sr бентонітовими глинами, які використовуються для створення підстилаючого сорбційного шару під час ізоляції РАВ, є важливим.

В експерименті з сорбції радіонуклідів Черкаським бентонітом (рис. 1) спостерігається значне переважання вмісту обмінної форми сорбції ^{90}Sr (рис. 1б), при цьому до першої доби експерименту, вміст обмінної та необмінної форми приблизно однаковий та характеризується швидким зростанням вмісту обох форм, а

після однієї доби спостерігається збільшення вмісту обмінної та зменшення необмінної форми. Після сьомої доби експерименту, вміст обмінної форми ^{90}Sr залишається сталим, а необмінної – збільшується. Поглинання ^{137}Cs бентонітом Черкаського родовища (рис. 1а) також відбувається у два етапи: на першому, спостерігається зростання вмісту як обмінної так і необмінної форм сорбції з переважанням першої, а на другому – зменшення вмісту обмінної та збільшення необмінної форми. В результаті після одинадцяти доби для ^{137}Cs відбувається перерозподіл форм сорбції, а вміст необмінної форми надалі переважає вміст обмінної.

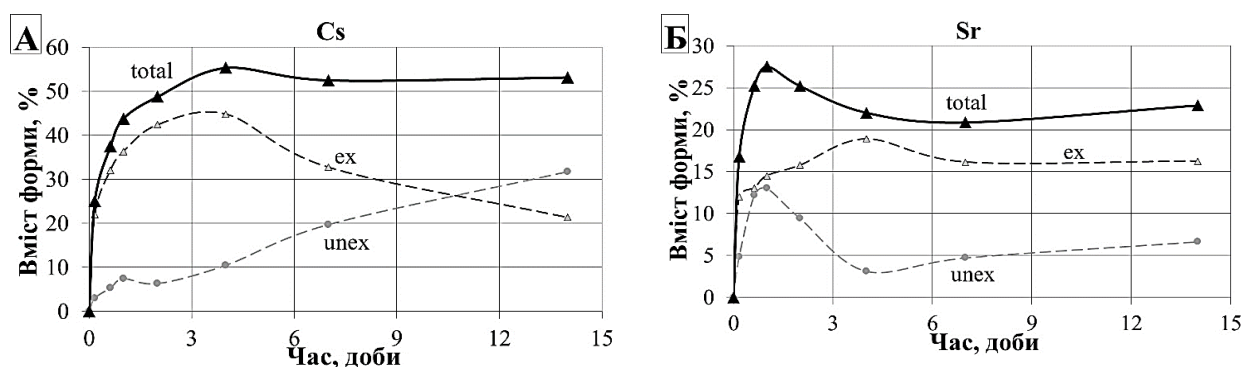


Рис. 1. Загальне (total), обмінне (ex) та необмінне (unex) поглинання радіонуклідів бентонітом Черкаського родовища: а) – ^{137}Cs ; б) – ^{90}Sr .

Під час сорбції досліджуваних радіонуклідів бентонітом Горбківського родовища (рис. 2) спостерігається перерозподіл вмісту обмінної та необмінної форм сорбції ^{137}Cs і ^{90}Sr . Сорбція ^{137}Cs (рис. 2а) умовно поділяється на два етапи: на першому, переважає вміст необмінної форми; а на другому (після четвертої доби експерименту) переважає вміст обмінної форми. Сорбція ^{90}Sr (рис. 2б) також відбувається в два етапи, проте

на відміну від ^{137}Cs , на першому (для ^{90}Sr – до 13 доби) переважає вміст обмінної форми сорбції, а на другому, вміст необмінної форми. При завершенні експерименту (14 доба) вміст обох форм практично однаковий, що дозволяє зробити припущення, що при подальшій сорбції відбудеться перерозподіл вмісту обмінної та необмінної форми на користь останньої.

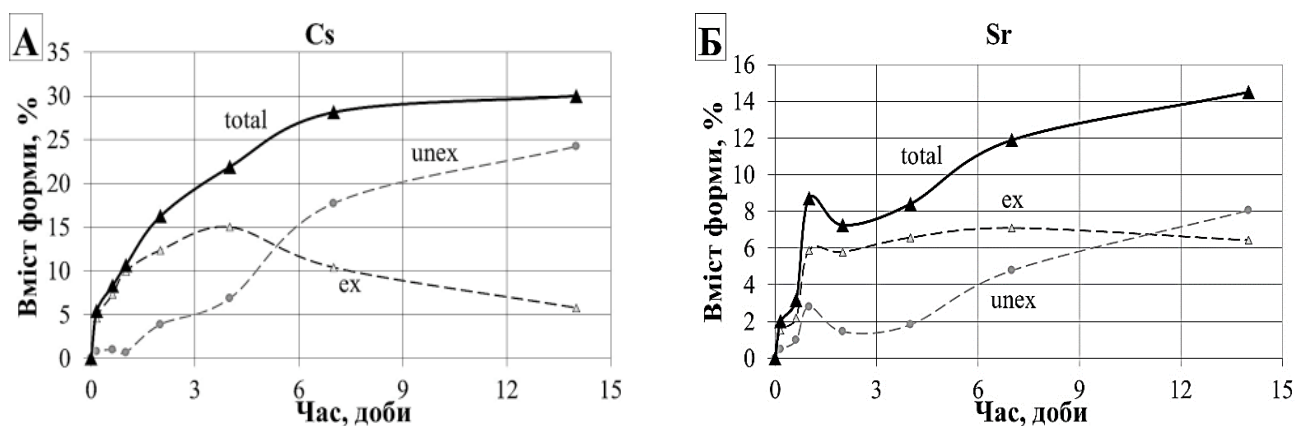


Рис. 2. Загальне (total), обмінне (ex) та необмінне (unex) поглинання радіонуклідів бентонітом Горбківського родовища: а) – ^{137}Cs ; б) – ^{90}Sr .

В експерименті з сорбції радіонуклідів Черкаським модифікованим бентонітом (рис. 3) спостерігається значне переважання вмісту обмінної форми сорбції ^{90}Sr (рис. 3б). При цьому, до першої доби експерименту вміст обмінної та необмінної форми приблизно однаковий і характеризується швидким зростанням вмісту обох форм, а після першої доби спостерігається збільшення вмісту обмінної та зменшення необмінної форми. Після четвертої доби експерименту, вміст обмінної форми ^{90}Sr

залишається сталим, а необмінної форми, дещо збільшується. Поглинання ^{137}Cs модифікованим бентонітом Черкаського родовища (рис. 3а) відбувається в три етапи: на першому (до 1 доби експерименту) спостерігається швидке зростання вмісту як обмінної так і необмінної форм сорбції з переважанням першої; на другому (від 1 до 4 доби) – зменшення вмісту необмінної та збільшення обмінної форми; на третьому (від 4 до 14 доби) – зменшення вмісту обмінної та збільшення необмінної форми.

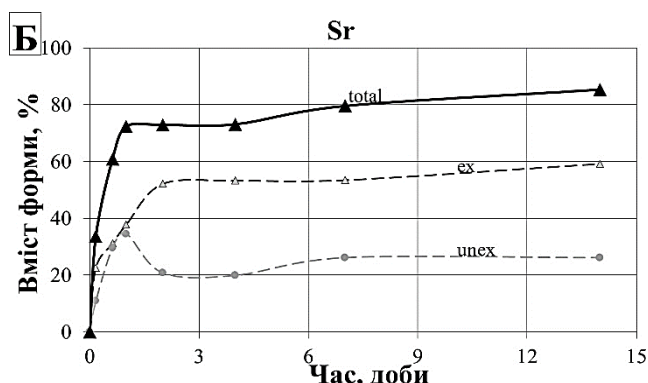
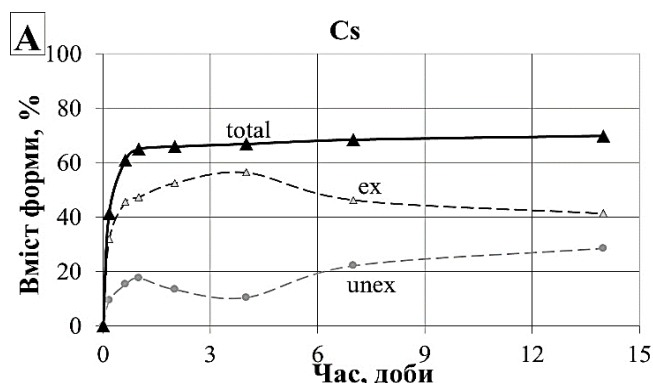


Рис. 3. Загальне (total), обмінне (ex) та необмінне (unex) поглинання радіонуклідів Na-модифікованим бентонітом Черкаського родовища (ПБА-20): а – ^{137}Cs ; б – ^{90}Sr .

Слід зауважити, що при контакті з ґрунтовою водою Na-форма може з часом збільшувати обмінну ємність до Ca^{2+} за рівнянням: $2\text{NaX} + \text{Ca}^{2+} \leftrightarrow \text{CaX}_2 + 2\text{Na}^+$, тим самим можлива зміна ступеню його сорбції/десорбції до радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr [16].

Висновки. Головною особливістю бентонітових глин є висока сорбційна здатність до різних радіонуклідів. В даній статті було проведено дослідження сорбції ^{90}Sr і ^{137}Cs природних бентонітових глин Черкаського і Горбківського родовищ та Na-форми бентонітової глини Черкаського родовища.

Дослідження кінетики сорбції виявило, що значення ступеню сорбції (S) за рівноважних умов для ^{90}Sr на Na-формі перевищує 80%, для природних зразків цей показник нижче і становить 22 й 15% Черкаського та Горбківського родовищ відповідно.

Сорбційна здатність по відношенню до ^{137}Cs становить близько 70% для Na-форми бентонітової глини Черкаського родовища. Для природних зразків глин Черкаського і Горбківського родовищ вона у 2-5 рази нижча.

Необмінне поглинання Na-форми бентоніту Черкаського родовища знаходиться в межах 45-50% для ^{137}Cs і 38-40% для ^{90}Sr від його загальної сорбційної активності, а для природних зразків ці показники відрізняються на 10-12%.

ЛІТЕРАТУРА

1. Чухров Ф.В. Минералы. Слоистые силикаты (сметиты, хлориты, смешанослойные) / Ф.В. Чухров. – Москва: Наука, 1992. – 662 с.
2. Тарасевич Ю.И. Строение и химия поверхности слоистых силикатов / Ю.И. Тарасевич. – Київ: Наукова думка, 1988. – 248 с.
3. Проект 1-й очереди комплекса производств по дезактивации, транспортировке, переработке и захоронению РАО с территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС (кодовое название «Вектор») – Жовті Води: НТЦ КОРО, 1998.
4. Этап захоронения радиоактивных отходов: Корректировка проекта – Жовті Води: НТЦ КОРО, 2005/2006.

5. Шибецький Ю. О. Доповідь «Щодо удосконалення класифікації РАВ в Україні з метою забезпечення їх захоронення» [Електронний ресурс] / Ю. О. Шибецький // Державне агентство України з управління зоною відчуження. – 31 березня 2017 р. – Режим доступу до ресурсу: http://dazv.gov.ua/images/pdf/round-table_11.04.2017/Shybetskyi.pptx.
6. Строительные материалы Киевской области (минерально-сырьевая база) / Ф.М. Головатый, Г.Е. Горбачевский, Г.Н. Калинин, И.Ф. Муштенко, Ф.Ф. Шапочкина. – Киев: Издательство литературы по строительству и архитектуре УССР, 1963. – 218 с.
7. Мінеральні ресурси України – Київ: Державне науково-виробниче підприємство «Державний інформаційний геологічний фонд України», 2017. – 268 с.
8. Перспективи використання природних смектитових глин України для створення геологічного сховища радіоактивних відходів / Б.Г. Шабалін, О.М. Лавриненко, П.О. Косоруков, С.П. Бугера. // Мінералогічний журнал. – 2018. – Т.40. – № 4. – С. 65–78.
9. О формах нахождения радионуклидов в почвах, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС / Ю. П. Давыдов, Н.И. Вороник, Н.Н. Шатило, Д.Ю. Давыдов // Радиохимия. – 2002. – Т.44. – №3. – С. 285–288.
10. Karnland O. Mineralogy and sealing properties of various bentonites and smectite-rich clay materials (Technical Report TR-06-30) [Електронний ресурс] / O. Karnland, S. Olsson, U. Nilsson // Stockholm Sweden: Svensk Kärnbränslehantering AB. – 2006. – Режим доступу до ресурсу: www.skb.se/upload/publications/pdf/TR-06-30.pdf.
11. Арипов Э.А. Активные центры монтмориллонита и хемосорбция / Э.А. Арипов, А.А. Агзамходжаев. – Ташкент: ФАН, 1983. – 164 с.
12. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н. И. Санжарова, А. А. Сысоева, Н. Н. Исамов та ін. // Российский химический журнал. – 2005. – Т.49. – №3. – С. 26–34.
13. Осипов В.И. Глины и их свойства. Состав, строение и формирование свойств / В.И. Осипов, В.Н. Соколов. – Москва: ГЕОС, 2013. – 576 с.
14. Перельман А.И. Геохимия ландшафтов / А.И. Перельман. – Москва: Высшая школа, 1966. – 392 с.
15. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля /Л. Д. Апплби, Л. Девел, Ю. К. Мишра. Москва: Мир, 1999. – 432 с.
16. Pusch R. The Buffer and Backfill Handbook Part 2: Materials and techniques (Technical Report TR-02-12) [Електронний ресурс] / Pusch // Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co (SKB), Stockholm, Sweden. – 2001. – Режим доступу до ресурсу: <http://www.skb.com/publication/19918/TR-02-12.pdf>.

УДК 504.4.054

ВИВЧЕННЯ РОЗПОДІЛУ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВЕРХНІЙ ТЕЧІЇ РІЧКИ ПРУТ

Бойчук Б. Я., Кузик А. Д., Сиса Л. В., Попович В.В.

Львівський державний університет безпеки життєдіяльності
вул. Клепарівська, 35. м. Львів, 79007
komandos2703@ukr.net
andrij_k@yahoo.com
teacher_leon@ukr.net
popovich2007@ukr.net

Лабораторно досліджено проби води з р. Прут на ділянці від с. Дора (передмістя міста Яремче, Івано-Франківська обл.) вверх за течією до с. Татарів. Дослідження проводились сезонно: восени (вересень), взимку (січень), навесні (квітень) та влітку (серпень).

Проаналізовано динаміку зміни концентрації важких металів (свинцю, міді, цинку та нікелю) у воді р. Прут у різні сезони відповідно до антропогенного навантаження. Абсолютна більшість максимумів забруднення води р. Прут важкими металами за результатами хімічного аналізу відібраних проб, з передмістя м. Яремче (с. Дора), яке знаходиться в нижній частині течії на дослідженій ділянці. Даний факт свідчить про помітне зростання, останніми роками, антропогенної складової у процесі негативного впливу на річкові екосистеми. Вверх за течією річки, вище м. Яремче, спостерігається зменшення вмісту важких металів.

Ключові слова: річка Прут, Яремче, антропогенне забруднення, важкі метали.

Study of the heavy metals contents distribution in the upper reaches of the river Prut. Boichuk B., Kyzuk A., Sysa L., Popovych V.

Water samples from the river Prut, the area from Dora village (suburbs of Yaremche, Ivano-Frankivsk region) upstream to Tatariv village, were laboratory examined. Research carried out seasonally: in the fall (September), winter (January), spring (April) and summer (August).

The dynamic of heavy metals concentration changes in the waters of river Prut is analyzed in different seasons according to the anthropogenic

load. The vast majority of pollution highs in the Prut river waters, as the results of the chemical analysis show, are located in the lower reaches of the investigated area (Dora village). This fact shows a marked increase of the anthropogenic component in the negative impact on river ecosystems in recent years. Upstream of the river, above Yaremche, there is a decrease in the content of heavy metals.

Keywords: Prut river, Yaremche, anthropogenic pollution, heavy metals.

Вступ. Санітарно-екологічний стан гірських річок Львівщини залишається об'єктом посиленої уваги дослідників. З кожним роком на їх мальовничих берегах збільшуються обсяги житлової забудови, насамперед, об'єктів курортно-санаторного призначення. Такі процеси впливають на чистоту річок, що і викликає тривогу у екологів.

Останніми роками якість природного середовища особливо погіршують важкі метали (ВМ), які вважаються найнебезпечнішими для біоти, через токсичність та здатність накопичуватися в організмах [1, 2]. Важкі метали відносяться до класу консервативних забруднювальних речовин, які не використовуються та не розкладаються у процесі міграції трофічними ланцюгами, володіють мутагенною та токсичною дією, значно знижують інтенсивність перебігу біохімічних процесів у водних організмах [3, 4]. Деякі з них токсичні навіть за дуже низьких концентрацій, а такі мікроелементи, як Fe, Cu і Zn за високих концентрацій можуть бути біологічно небезпечними [5].

Метою роботи була оцінка вмісту важких металів у річковій воді на ділянках з різним антропогенним навантаженням, а також виявлення ймовірних джерел їх потрапляння у річку.

Актуальність роботи. Моніторинг розповсюдження ВМ, вивчення процесів їх накопичення та міграції, виявлення факторів, якими ці процеси визначаються – одні з важливих питань як для оцінки безпеки навколишнього середовища, так і для здоров'я людей. Регіональне забруднення малих річок важкими металами спричинює погіршення якості води у середніх та великих річках, що створює серйозну небезпеку для здоров'я населення [6].

Серед ВМ для дослідження автори статті обрали свинець, мідь, цинк та нікель. Концентрації саме цих металів є обов'язковими контрольованими параметрами під час моніторингу якості стічних вод різноманітних об'єктів насамперед, комунально-побутових. Відповідно, для об'єктивної оцінки якості річкових вод необхідно враховувати вміст таких металів, які найчастіше потрапляють у річки зі стоками антропогенного походження.

Свинець – промислова отрута, який здатний при несприятливих умовах, виявитися причиною отруєння. В організм людини свинець потрапляє через органи травлення. А виводиться з організму дуже повільно, внаслідок чого накопичується в кістках, печінці та нирках [7].

Свинець вражає нервову систему, кістковий мозок, кров, судини, генетичний апарат клітини, впливає на синтез білка, проявляє гонадотоксичну та ембріотоксичну дію.

Мідь – один з найважливіших мікроелементів. Фізіологічна активність міді пов'язана головним чином, із включенням її до складу активних центрів окислювально-відновних ферментів [7].

Недостатній вміст міді в ґрунтах негативно впливає на синтез білків, жирів та вітамінів, спричиняє безплідність рослинних організмів. Мідь приймає участь у процесі фотосинтезу, позитивно впливає на засвоєння азоту рослинами. Водночас, надлишкові концентрації міді негативно впливають на рослинні та тваринні організми.

Цинк – відноситься до числа активних мікроелементів, що впливають на ріст та розвиток організмів. Одночасно, більшість сполук цинку токсичні, насамперед, сульфат та хлорид [7].

Цинк життєво необхідний для ссавців, оскільки відіграє важливу роль у біосинтезі нуклеїнових кислот, РНК- і ДНК-полімераз. Встановлено, що цинк – обов'язковий складник ферменту крові - карбоангідрази. Цей фермент міститься в еритроцитах. Карбоангідраза прискорює виділення вуглекислого газу в легенях.

Підвищення концентрації **нікелю** (як і інших важких металів) у природних водах часто пов'язане з іншими видами забруднення, наприклад, із закисленням. Сполуки нікелю відіграють важливу роль у кровотворних процесах живих організмів. Підвищений його вміст впливає на серцево-судинну систему. Нікель відноситься до числа канцерогенних елементів [7].

Географія річки Прут. Річка Прут бере свій початок у Східних Карпатах, біля підніжжя найвищої точки українських Карпат – гори Говерла, протікає через дві області (Івано-Франківську та Чернівецьку), а також по кордону з Молдовою та Румунією.

Від Говерли річка Прут тече на схід в напрямку міст Яремче та Чернівці. Через 100 км нижче за течією річка повертає на південь і утворює природний кордон між Молдовою та Румунією. Починаючи з міста Ясси, річка Прут стає судноплавною, а біля міста Галаца впадає в річку Дунай (рис.1) [8].

Від витоків і майже до міста Чернівці ріка Прут має яскраво виражений гірський характер, русло дуже розгалужене, правий берег стрімкий, подекуди поперечний профіль русла виглядає як урвище. Ширина Прута коливається від 50-70 до 150 м, а на розгалужених ділянках сягає 500-800 м. Глибина в межень становить не більше 0,5-1,5 м, а при найбільших рівнях води – до 6 м. Швидкість течії у верхів'ї дуже велика – до 1-1,2 м/с, а під час паводків сягає 4 м/с.

Довжина річки Прут становить 967 км (на території України – 272 км); відстань по прямій лінії між його витоком і гирлом – близько

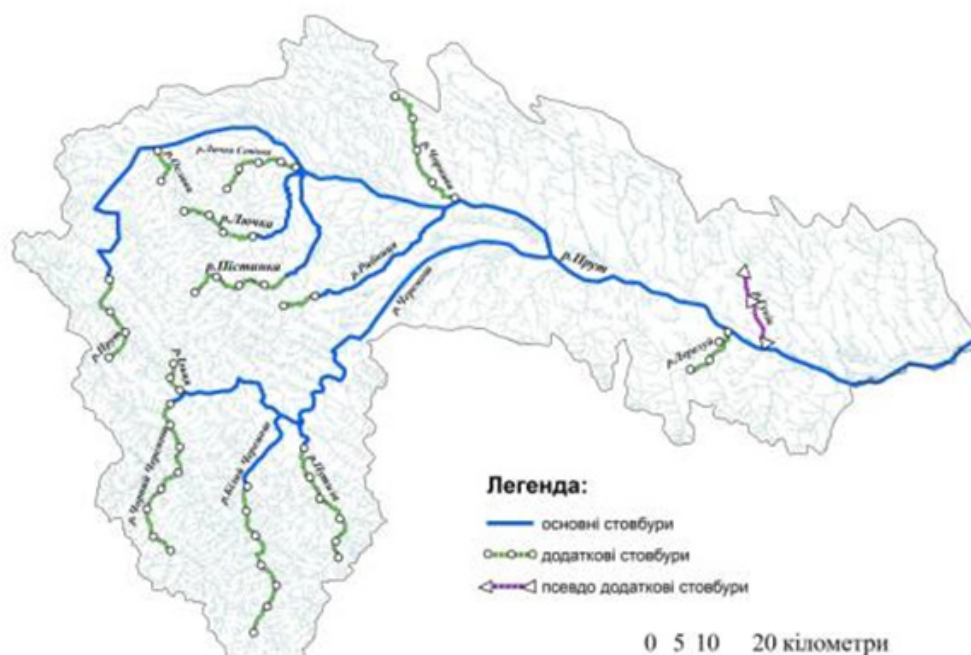


Рис. 1. Схематичне зображення річкової системи басейну річки Прут у верхній течії

437,5 км. При впадінні в річку Дунай Прут розділяється на два рукави, з яких один вливається у велике озеро Братиш, а інший – безпосередньо в Дунай за 15 км від міста Галац і за 105 км від Чорного моря.

Площа басейну річки Прут – 27,5 тис. км². Басейн Прута порівняно невеликий, за своєю площею далеко не відповідає загальній довжині річки. Це є наслідком того, що останній з обох сторін на близькій відстані супроводжується вододілами: на сході – вододілом річки Дністер, на заході – річок Серет та Бирлат.

Похил річки змінюється від 100 м/км (біля гори Говерла – у Верхній течії) до 0,05 м/км (біля гирла). Різниця рівнів витоку (931 м) і гирла (22 м) – 909 м, середнє падіння становить майже 1,1 м на кілометр.

Річка Прут характеризується підвищеним зимовим стоком, під час весняних або літніх дощових паводків часто виходить з берегів [8].

Гідрохімічна характеристика річок регіону. Гідрохімічні особливості річок північно-східного макросхилу Карпат формуються під впливом хімічного складу атмосферних опадів та переважно процесів вилуговування продуктів вивітрювання флішових і моласових порід. Дощові опади за хімічним складом відносяться до хлоридно-гідрокарбонатного

натрієво-кальцієвого або кальцієвого типу, а в деяких випадках – сульфатно-хлоридно-гідрокарбонатного кальцієвого з високим вмістом амонію [9].

У статті автори зосередили увагу на мінливості вмісту у воді р. Прут мікрокомпонентів, серед яких найбільш важливими є важкі метали.

Із огляду попередніх праць дослідників р. Прут [7-9] можна зробити висновок, що абсолютні вмісти всіх мікроелементів, що визначалися, зростають від 1,4 до 6,8 разів вниз за течією нижче м. Яремче. Натомість відносні їх концентрації зростають тільки для хрому, свинцю і титану, зменшується – для міді й ванадію та залишається приблизно постійними – для барію, мангану, молібдену, нікелю та стронцію (табл. 1.).

Концентрації хрому, молібдену, нікелю та свинцю приблизно відповідають їхнім середнім вмістам у річкових водах Землі, але вмісти мангану більші у 30, ванадію – у 20, стронцію – у 3, титану – в 2 рази. Вміст барію та міді незначно знижений (табл. 1.) [7,10].

Зміна макро-і мікроелементного хімічного складу вод річки Прут на відтинку міст Яремче-Коломия-Снятин

Місце відбору проби	Формула хімічного складу води	
	макроелементи, мг/дм ³	мікроелементи, мкг/дм ³
м. Яремче	HCO ₃ 74 SO ₄ 17 Cl9 Ca59 Na22 Mg19	Ba5,0 Cr1,1 Cu3,8 Mn362 Mo1,0 Ni1,8 Pb1,04 Sr268 Ti6,5 V16,5 Zn0,18
м. Коломия	HCO ₃ 51 Cl36 SO ₄ 14 Ca54 Na34 Mg12	Ba11,8 Cr2,0 Cu1,1 Mn817 Mo2,18 Ni1,8 Pb1,58 Sr287 V9,6 Zn0,37
м. Снятин	HCO ₃ 71 Cl27 SO ₄ 22 Ca65 Na20 Mg15	Ba13,0 Cr5,4 Cu5,5 Mn1135 Mo3,21 Ni5,99 Pb7,08 Sr924 Ti46,6 V31,8 Zn0,528

Усі концентрації мікроелементів у водах р. Прут на описаній ділянці набагато нижчі за норми (гранично допустимі концентрації) для питних вод в Україні. Спостереження за вмістами мікроелементів у водах, що проводилося у Карпатському національному природному парку зі слабким та поміркованим рівнем антропогенного навантаження свідчать, що попри відповідність вмісту мікроелементів водам побутового призначення, вона не відповідає нормам для ведення рибного господарства, оскільки вміщує у 2-4 рази понад норму міді, у 2-3 рази більше мангану, у 4-9 разів більше нікелю.

Відсутність джерел промислового забруднення свідчить про природне походження концентрацій деяких мікроелементів через вилуговування їх із корінних і перевідкладених порід. Наприклад, стронцієм збагачені породи верхньомелітової підсвіти і воротищенської світи. Міддю, нікелем

і манганом збагачені алевроліти манявської світи еоцену, аргіліти середньомелітової підсвіти олігоцену та поляницької світи міоцену. Деяка частина мікроелементів потрапляє у води з атмосферними опадами, наприклад, кобальт [8].

Експериментальна частина.

Відбір проб та лабораторні дослідження.

Для виконання поставлених завдань було здійснено відбір проб води з р. Прут в околицях м. Яремче (Івано-Франківська обл.) в контрольних створах.

Відбір проб води проводився в шести створах р. Прут посезонно (взимку, навесні, влітку, восени) протягом 2018-2019 років. Схему розташування створів по руслу показано на рис. 2, а короткий опис антропогенної ситуації наведено в таблиці 2.

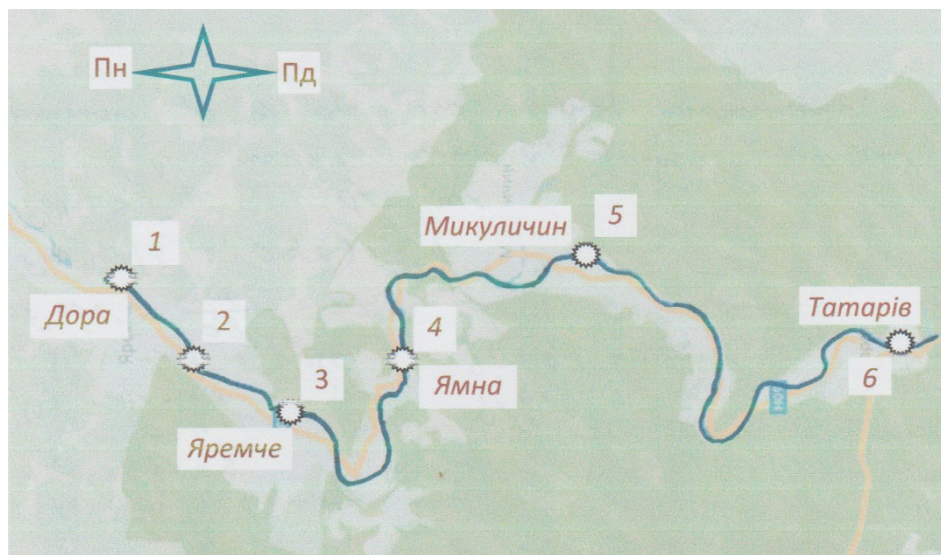


Рис. 2. Схеми розташування контрольних створів по руслу р. Прут на дослідженій ділянці.

Перелік контрольних створів на р. Прут

№ створу	Населений пункт	Коментар
1	с. Дора	Нижнє передмістя Яремче; нижче автомобільного мосту
2	м. Яремче	Ділянка між с. Дора і центральною частиною м. Яремче
3	м. Яремче	Центральна частина міста Яремче, поблизу скелі «Слон»
4	с. Ямна	Нижня околиця села; поблизу котеджного містечка
5	с. Микуличин	Верхня околиця села, неподалік залізничної станції
6	с. Татарів	Верхня околиця села, вище за течією, до м. Ворохти, великих населених пунктів немає

Проби річкової води відбирались відповідно до діючих нормативних документів (НД). Такі параметри води, як запах, температура, кислотність та умовна мінералізація (TDS, за солеміром) замірялись на місці відбору.

Лабораторне вивчення відібраних проб виконувалось в науково-дослідній лабораторії екологічної безпеки Львівського державного університету безпеки життєдіяльності.

У пробах поверхневих вод із створів було встановлено: температуру, прозорість, водневий показник (рН), завислі речовини, сухий залишок, мінералізацію, жорсткість загальну, жорсткість карбонатну, вміст гідрокарбонатів (HCO_3^-), хлоридів (Cl^-), сульфатів (SO_4^{2-}), нітритів (NO_2^-), нітратів (NO_3^-), амонію загального (NH_4^+), кальцію (Ca^{2+}), магнію (Mg^{2+}), суму «натрій (Na^+) + калій (K^+), хімічне споживання кисню (ХСК) тощо.

Детальний опис методик лабораторних досліджень, а також аналіз числових значень згаданих параметрів, їх мінливість у різні пори року та просторовий розподіл по руслу річки наведено у публікаціях авторів [11, 12].

Як зазначалось, у статті автори зосередили увагу на розподілі вмісту деяких ВМ (свинцю, міді, цинку та нікелю) у відібраних пробах за тими ж критеріями, що й макрокомпонентів: мінливість їх вмісту у річковій воді в різні температурні сезони та в різних точках відбору.

Визначення вмісту ВМ у воді р. Прут виконувалось за допомогою атомно-абсорбційного методу на спектрометрі ААС-

115.М-1 із порожнистою лампою для відповідних металів. Метод ААС заснований на поглинанні випромінювання (в ультрафіолетовій і видимій ділянці спектра) незбудженими атомами елементів, які знаходяться в газоподібному стані. Принцип атомізації полягає у переведенні елемента, який визначаємо у газоподібний атомний стан.

Для вимірювання абсорбції кожного елемента пробу води, сконцентрованої випаровуванням на водяній бані в 10 разів, поміщали у ємність (15-20 мл) і опускали в неї вільний кінець капіляра розпилювача спектрофотометра. Вміст елементів визначали за відповідним калібрувальним графіком. Для атомізації у полум'ї, використовували суміш пропан-бутан-повітря. Автоматичний запис показників інтенсивності та обробка результатів здійснювалась програмним комплексом, який входить до складу установки.

Результати експерименту. У результаті проведених експериментальних досліджень отримано набір числових значень вмісту ВМ (свинцю, міді, цинку та нікелю) у пробах води з р. Прут в околицях м. Яремче. Значення розділено за сезонами та контрольними створами (табл. 3).

На основі даних побудовано графіки розподілу ВМ у пробах води з річки Прут у просторовому та сезонному аспектах.

Розподіл свинцю

На рисунку 3 показано зміни концентрації свинцю у відібраних пробах. Щодо його вмісту, то певної закономірності в динаміці не спостерігається.

**Зведена таблиця результатів лабораторного визначення
концентрацій ВМ у пробах води з річки Прут**

Визначуваний компонент	Одиниця виміру	Сезон	Пункти відбору проб (контрольні створи)					
			п. 1	п. 2	п. 3	п. 4	п. 5	п. 6
Свинець	мкг/дм ³	зима	9,8	8,0	8,2	6,2	5,4	4,5
		весна	12,4	10,8	8,9	8,1	6,2	6,4
		літо	11,0	7,6	5,5	3,3	2,8	2,9
		осінь	10,3	11,0	10,9	7,9	8,2	8,2
Мідь	мкг/дм ³	зима	8,2	8,2	8,2	8,2	8,2	7,2
		весна	8,9	8,1	7,2	7,3	6,3	6,4
		літо	10,0	6,2	4,5	4,2	4,3	3,8
		осінь	9,4	8,1	6,2	5,4	4,5	4,6
Цинк	мкг/дм ³	зима	5,2	5,5	4,5	3,6	3,6	2,6
		весна	6,3	6,4	5,4	4,5	3,6	2,6
		літо	4,5	6,1	6,0	5,2	4,9	4,3
		осінь	5,8	4,4	4,6	3,5	2,6	2,7
Нікель	мкг/дм ³	зима	22,1	21,8	16,8	13,3	12,7	9,7
		весна	28,6	30,1	31,0	22,9	17,7	16,2
		літо	25,0	18,0	19,0	18,6	17,3	18,0
		осінь	23,3	21,7	22,8	23,7	24,6	19,5

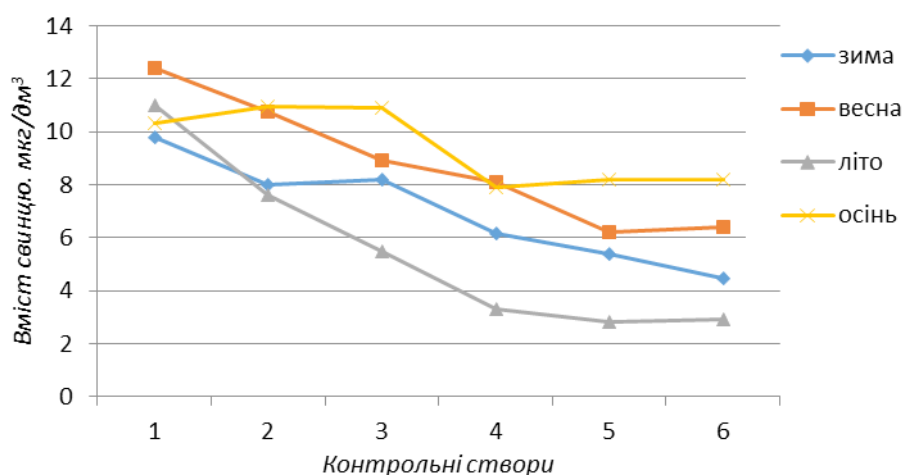


Рис. 3. Розподіл вмісту свинцю у пробах води з р. Прут

Спостерігається помірне зниження його кількості у пробах вище м. Яремче та помірне підвищення його концентрації у місті та нижче за течією. Особливо це помітно в осінніх та зимових пробах. Це свідчить про можливе надходження забруднення з побутовими та промисловими стоками з м. Яремче та інтенсивністю руху автотранспорту біля берегів в різні сезони.

Розподіл міді

Концентрація сполук міді мало змінюється в міру підйому вверх за течією річки (рис. 4). Найбільш чітко це видно на прикладі зимових проб.

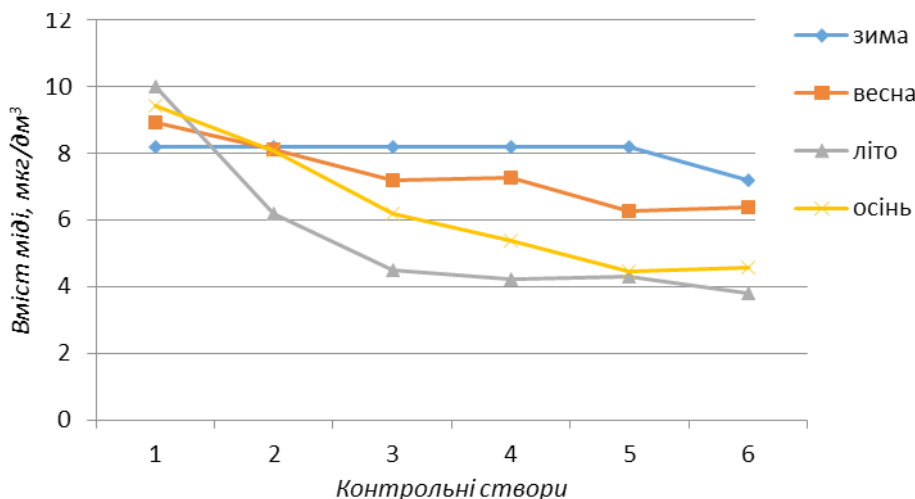


Рис. 4. Розподіл вмісту міді у пробах води з р. Прут

Найвищі показники вмісту міді виявлено у літніх пробах на нижній ділянці (с. Дора). Причиною може бути акумуляція цих сполук із стоків комунально-побутових об'єктів на берегах верхніх ділянок річки. В інші сезони, із зменшенням навантаження на туристичну інфраструктуру району, вміст міді у річковій воді змінюється мало.

Розподіл цинку

Щодо розподілу вмісту цинку на дослідженій ділянці він рівномірно зменшується вгору за течією. Ця закономірність спостерігається практично у всі сезони (рис. 5).

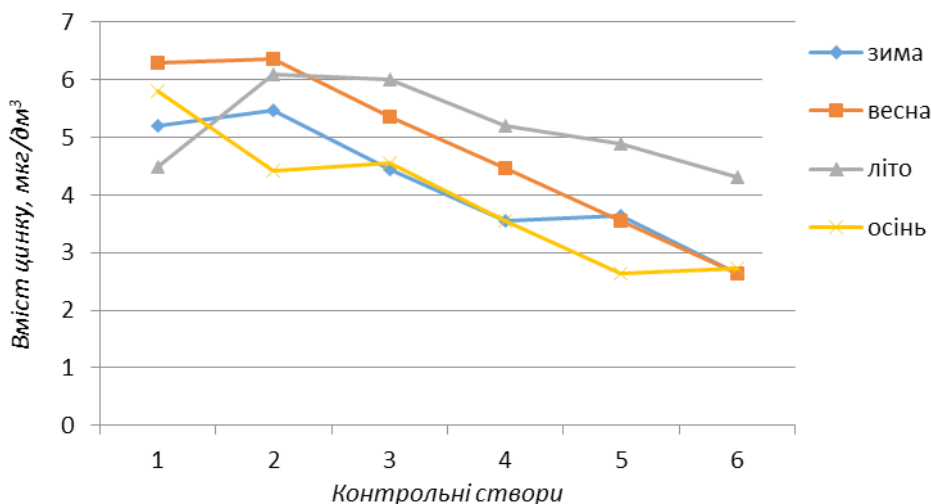


Рис. 5. Розподіл вмісту цинку у пробах води з річки Прут

Як і у випадку з міддю, найвищі показники концентрації цинку, виявлено у пробах з нижньої частини течії – у м. Яремче та с. Дора. Вони не перевищують допустимих значень за нормативами для природних вод, але вказують на значний антропогенний вплив на річку. Особливо чітко це видно на прикладі літніх проб, коли розпочинається туристичний сезон.

Розподіл нікелю

Із різних сезонів відбору проб за вмістом сполук нікелю чітко відрізняються весняні проби (рис. 6). Максимум припадає на пробу в межах міста.

Можливим поясненням цього факту може бути те, що у поверхневих водах сполуки нікелю перебувають у розчиненому, завислому та колоїдному станах. Кількісне співвідношення між якими залежить від властивостей води,

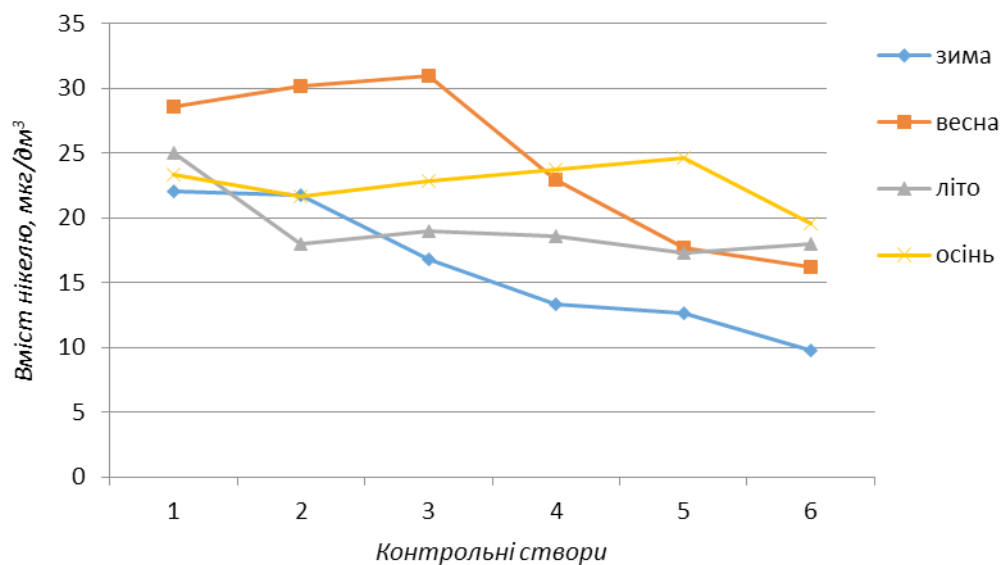


Рис. 6. Розподіл вмісту нікелю у пробах води з р. Прут

температури та значень рН. Весняне підвищення температури сприяє переходу іонів нікелю із малорозчинних гідроксидних сполук у розчинні форми, які являють собою комплексні іони, найчастіше з амінокислотами та гуміновими кислотами.

Обговорення результатів. Відомо, що водність річок визначається умовами їх живлення атмосферними опадами, талими та підземними водами що дренуються руслами. Карпатські ріки відносяться до річок з паводковим режимом, на яких паводки відбуваються протягом року. Для річок такого типу дуже важливим є підземні стоки у міжпаводкові періоди, які залежать від величини інфільтрації поверхневих вод. Остання є значною у лісових зонах, роль яких у переведенні поверхневого стоку в підземний є особливо важлива в гірській місцевості зі значними похилами рельєфу басейнів водозбору річок, а відтак великими швидкостями поверхневого і руслового стоку. Отже зрозуміла важливість розширення площ лісів та поліпшення їх видової структури.

На режим річкових систем Карпат суттєво впливають субальпійський і альпійський гірські пояси, де інтенсифікувалися процеси площинного змиву, зменшилася здатність ґрунтів до інфільтрації води внаслідок випасання домашніх тварин [13].

Карпатські річки у верхів'ях, віддалених від джерел інтенсивного забруднення, загалом доволі чисті, насичені киснем, про що свідчить

наявність в них пстругів (форелі). Але в районах розміщення підприємств лісохімічної, нафтогазової та нафтопереробної промисловості їхній екологічний стан повинен бути кращий. До таких районів належать Східницько-Бориславсько-Дрогобицький (притоки річок Стрий, Тисьмениця, Колодниця), Долинсько-Вигодський (р. Свіча), Надвірнянський (річок Бистриця Надвірнянська, Ворона).

У районах нафтовидобутку, річкові води забруднені нафтопродуктами, фенолами та вуглеводнями. Дослідженнями на р. Стрий і притоках встановлено, що найбільшими вмістами фенолів відзначаються поверхневі водопливи, що дренують площі нафтових промислів [14]. Суттєво забруднюють ґрунтові та поверхневі води газокompресорні станції на магістральних газогонях (наприклад, Долинська, яка інтенсивно забруднює ґрунтові води першої і другої надзаплавних терас р. Свічі).

Також суттєво забруднюють карпатські річки нафтопереробні заводи міст Дрогобича (рр. Тисьмениця і Бистриця Тисьменицька) і Надвірної (р. Ворона). Зокрема, автори встановили, що внаслідок техногенного впливу об'єктів нафтопереробки у р. Тисьмениця сформувалися невластиві природному фонові хлоридно-сульфатні кальцієво-натрієві води з мінералізацією 650 мг/л, а поверхня води була вкрита білою піною (ймовірно, завдяки поверхнево-активній речовині типу сульфанолю) [15].

Основними джерелами потрапляння у річки важких металів є стічні води промислових підприємств. У результаті недосконалості технологій, значна кількість промислових забруднень потрапляє до поверхневих водойм, у тому числі токсичні сполуки важких металів (свинець, кадмій, марганець, кобальт, нікель, мідь, залізо, цинк тощо).

Зазвичай, свинець потрапляє у річкові води внаслідок спалювання вугілля, із стічними водами металургійної та хімічної промисловості. Чималі кількості його сполук викидає в атмосферу (а з неї – у поверхневі водойми) автотранспорт, який працює на «етилованому» бензині. Сполуки міді змиваються у річки з тих ділянок сільськогосподарських угідь, де мідний купорос (бордоська суміш) дотепер використовуються для боротьби з фітофторою рослин. Цинк потрапляє у природні водойми зі стоками рудозбагачувальних фабрик гальванічних цехів, виробництв пергаментного паперу, мінеральних фарб, штучного волокна.

Значного забрудненню річок завдають інфільтрати з полігонів твердих побутових відходів (ТПВ) та сміттєзвалища. Серед величезної кількості токсичних речовин у їх складі, важкі метали складають значну частину. Вміст яких може становити десятки та сотні мг/дм³. Особливу небезпеку становлять несанкціоновані звалища ТПВ, які практично не контролюються [16].

Управління екологічною безпекою водних об'єктів потребує глибоких знань про функціонування та зміну водних екосистем в умовах комплексного використання водних об'єктів, вміння прогнозувати зміни у структурній та функціональній організації під впливом антропогенних та природних чинників, наукового обґрунтування заходів, спрямованих на попередження можливих негативних змін екологічного стану водних об'єктів та погіршення якості води.

Важливим чинником зменшення техногенного впливу на водні об'єкти є зменшення кількості водоспоживання. Для зменшення кількості водоспоживання в технологічному процесі слід спроектувати замкнутий цикл використання води, що дозволить запобігти потраплянню пластових вод у ґрунти, поверхневі та підземні

води.

Більшість підприємств проводять планові та поточні ремонти водопровідних мереж при аварійних ситуаціях, поривах, розгерметизації. Проте, цього недостатньо для забезпечення екологічної безпеки, адже дані споруди та водопровідні мережі збудовані, як правило, ще в сімдесятих роках минулого століття, тому вони технічно застарілі та потребують заміни [17].

Нові висококонкурентні ринкові умови диктують нові правила, вимагаючи від підприємств постійної раціоналізації діяльності через розроблення нових чи удосконалення існуючих технологій, впровадження нового обладнання, а відтак значних фінансових вкладень. Однак, через брак фінансових ресурсів вітчизняні підприємства змушені задля отримання високих прибутків, використовувати нові розробки на практично повністю фізично зношеному, непридатному для оптимальної роботи обладнанні або ж сприяють прискореному впровадженню нових технологій без достатнього практичного дослідження й без урахування можливих негативних наслідків для навколишнього середовища та здоров'я людини.

Висновки.

1. Проведено аналіз якості води р. Прут у верхній течії на вміст важких металів (свинцю, міді, цинку та нікелю) у 6-ти контрольних створах. Протягом останніх років встановлено підвищення забруднення річки цими металами по відношенню до фонових значень.
2. Найвищий рівень забруднення р. Прут важкими металами спостерігався в околицях м. Яремче у весняний та літній періоди. Ймовірною причиною можуть бути скиди недостатньо очищених стічних вод самого міста та туристичних об'єктів поблизу нього.
3. Для комплексного вирішення проблем санітарної охорони поверхневих водойм від забруднень стічними водами і відходами основних галузей промисловості необхідна розробка та впровадження в практику технологічних, санітарно-технічних та допоміжних заходів, які б зменшили

потрапляння стоків важких металів у річку.

ЛІТЕРАТУРА

- Brygadyrenko, V., Ivanyshyn, V., 2015. Changes in the body mass of *Megaphyllum kievense* (Diplopoda, Julidae) and the granulometric composition of leaf litter subject to different concentrations of copper. *J. Forest Sci.* 61(9), pp.369-376.
- Nasrabadi, T., 2015. An index approach to metallic pollution in riverwaters. *Int. J. Environ. Res.* 9(1), pp. 385-394.
- Malik, D., Singh, S., Thakur, J., Singh, R., Kaur, A., Nijhawan, S., 2014. Heavy metal pollution of the Yamuna River: An introspection. *Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci.* 3(10). pp.856-863.
- Abubakar, A., Saleh, Y., Shehu, K., 2015. Heavy metals pollution on surface water sources in Kaduna metropolis, Nigeria. *Science World Journal* 10(2). pp.1-5.
- Manoj, K., Padhy, P., Chaundhury, S., 2012. Study of heavy metal contamination of the river water through index analysis approach and environmetrics. *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences* 10. pp. 7-15.
- Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Івано-Франківській області в 2016 році. Івано-Франківська ОДА, 2017 р. 188 с.
- Клапчук В. М., Корчемлюк М. В. Вміст важких металів у ріках басейну верхнього Пруту // Ресурси природних вод Карпатського регіону. Львів: ЛВ ЦНТЕІ. 2002. С. 52-55.
- Ковальчук І., Михнович А. Водоносність річок Карпат // Ресурси природних вод Карпатського регіону. Львів: ЛВ ЦНТЕІ. 2002. С. 21–26.
- Колодій В. Еколого-гідрохімічна характеристика рік північносхідного макросхилу Українських Карпат / В. Колодій // Праці Наукового товариства ім. Шевченка. – Л., 2003. – Т. XII: Екологічний збірник. Екологічні проблеми Карпатського регіону. – С. 126-135.
- Голояд Б. Я. Техногенний вплив на режим річкових систем в Українських Карпатах // Ресурси природних вод Карпатського регіону. Львів: ЛВ ЦНТЕІ. 2002. С. 16–20.
- Бойчук Б.Я., Кузик А.Д., Сиса Л.В., Волощишин А.І. Антропогенний вплив на основні гідрохімічні параметри річки Прут в околицях міста Яремче // Екологічна безпека, 2019. № 1(27). С. 50-57.
- Бойчук Б. Я., Кузик А. Д., Сиса Л. В. Екологічна оцінка якості води у верхній течії річки Прут // Вісник ЛДУБЖД, 2019. №19. С. 108-114.
- Архипова Л.М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: Монографія/ Л.М. Архипова – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2011. 355 с.
- Карабин В.В. Закономірності зміни макрокомпонентного хімічного складу вод ріки Білий Черемош // Збірник наукових праць УкрДГРІ. 2015. №1. С. 114-121.
- Рак Ю., Карабин В. Макрокомпоненти і сполуки азоту у верхній частині басейну річки Тисмениця // Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання. Збірник наукових статей. – Львів: Національний університет «Львівська політехніка», 2016. С. 124-125.
- Попович В. В. Фізико-механічні властивості едафотопів довкола техногенних водойм сміттєзвалищ та полігонів твердих побутових відходів у межах Західного Лісостепу України / В. В. Попович // Науковий вісник НЛТУ України : зб. наук.-техн. праць. Львів : РВВ НЛТУ України. 2012. Вип. 22. С. 106-110.
- Вдосконалення системи управління екологічною безпекою поверхневих вод на рівні промислового підприємства / В. І. Гринюк // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування. 2017. № 1. С. 38-46.

УДК: 502.55

СИСТЕМА МЕТРОЛОГИЧЕСКОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ ИЗМЕРЕНИЙ В ОБЛАСТИ КОНТРОЛЯ ЗА ОБРАЩЕНИЕМ ГИДРОХЛОРФТОРУГЛЕРОДОВ

Глебов А.Б., Кисель С.П., Якубов С.Е.

Государственное предприятие «УКРМЕТРТЕСТСТАНДАРТ»;
glebov@ukrcsm.kiev.ua
crm@ukrcsm.kiev.ua
yakubov@ukrcsm.kiev.ua

Згуря В.И.

Национальное агентство по аккредитации Украины
v.i.zgurya@ukr.net

Гамера А.В.

Программа развития ООН в Украине
angamera@gmail.com

В статье проведен анализ взятых Украиной обязательств по выполнению положений Монреальского протокола, ратифицированных поправок к нему в части контроля за обращением гидрохлорфторуглеродов, которые являются озоноразрушающими веществами и широко применяются в качестве хладагентов. Рассмотрены научная, нормативная, техническая и организационная основы метрологического обеспечения идентификации и количественного определения содержания гидрохлорфторуглеродов. Описаны процедуры отбора и подготовки проб к анализу сжиженных углеводородов, в том числе гидрохлорфторуглеродов, обладающих различными теплофизическими свойствами, процедура и результаты валидации соответствующей методики измерений на примере хладагента R-406A.

Ключевые слова: Монреальский протокол, гидрохлорфторуглероды, озоноразрушающие вещества, хладагенты.

Metrological support system for measurements in the area of monitoring the handling of hydrochlorofluorocarbons. Glebov A., Kisel S., Yakubov S., Zgurya V., Gamera A.

The article presents an analysis of the obligations undertaken by Ukraine to implement the provisions of the Montreal Protocol, its ratified amendments in terms of control over the circulation of hydrochlorofluorocarbons,

which are ozone-depleting substances and are widely used as refrigerants. Authors consider the scientific, legal, technical and organizational basis of metrological support for the identification and quantitative determination of the contents of hydrochlorofluorocarbons. The procedures of selecting and preparing samples for the analysis of liquefied hydrocarbons (including hydrochlorofluorocarbons with various thermophysical properties), as well as the procedure and the results of verification the corresponding measurement method using the refrigerant R-406A as an example are described.

Keywords: Montreal Protocol, hydrochlorofluorocarbons, ozone-depleting substances, refrigerants.

В настоящее время Украина участвует в реализации международного проекта, финансируемого Организацией объединенных наций (далее – ООН): «Начальная реализация ускоренного изъятия из обращения гидрохлорфторуглеродов (ГХФУ) в регионе стран с переходной экономикой». Целью данного проекта является прекращение текущего потребления ГХФУ на территории Украины согласно установленным критериям, а также предоставление стране помощи в выполнении положений [1] относительно потребления ГХФУ. В 2016 году была принята Кигалийская поправка [1, 2], согласно которой установлены требования по регулированию фторированных парниковых

газов по механизму сокращения потребления озоноразрушающих веществ.

В соответствии с международными обязательствами, взятыми на себя Украиной по выполнению положений, на основании пунктов 5 и 6 статьи 2F Поправки ратифицированной, Украина обязалась запретить потребление озоноразрушающих веществ группы I приложения С до 01.01.2020, исключая потребление, ограниченное обслуживанием холодильного оборудования и оборудования для кондиционирования воздуха, в период с 2020 по 2030 годы при определенных условиях [1, 2, 3]. Это требование также закреплено принятым сторонами Монреальского протокола 22.11.2012 г. [4].

Озоноразрушающие вещества и фторированные парниковые газы, которые в основном применяются в качестве заменителей озоноразрушающих веществ, используются как вспениватели, растворителей и охладителей в производстве строительных материалов, оборонной и атомной промышленности, секторах гражданской и промышленной авиации, медицинских и железнодорожных объектах и автомобильной промышленности. А их производство в стране отсутствует. Импорт этих веществ и их содержащих товаров, а также их потребление требует как регулирования на законодательном уровне, так и наличия в стране соответствующей инфраструктуры, включающей в себя техническую и организационную основы системы метрологического обеспечения (наличие соответствующих средств измерительной техники, методик измерений, квалифицированного персонала выполняющего аналитические исследования). Также отсутствие возможности надлежащего контроля за оборотом ГХФУ не позволяет обеспечивать объективную отчетность Украины как Стороны Монреальского протокола в озоновом Секретариате о реальном состоянии дел по учету ввозимых/вывозимых веществ.

С целью обеспечения надлежащего контроля за обращением ГХФУ Государственным предприятием «Всеукраинский государственный научно-производственный центр стандартизации, метрологии, сертификации и защиты прав потребителей»

(ГП «УКРМЕТРТЕСТСТАНДАРТ»), была разработана методика измерений молярной доли компонентов в сжиженных углеводородных газах методом газовой хроматографии.

Метод измерения основан на использовании хроматографического разделения газовых смесей на отдельные компоненты на специальных набивных или капиллярных колонках с последующей регистрацией сигналов с помощью масс-спектрометрического детектора на этапе идентификации компонентов и термокондуктометричного или пламенно-ионизационного детектора на этапе количественного определения компонентов. Идентификацию компонентов проводят с помощью данных интегрированной библиотеки масс-спектров. Молярную долю компонентов рассчитывают методом сравнения с сертифицированными значениями тех же компонентов в стандартных образцах, которые применяют в одинаковых хроматографических условиях, что и анализируемые образцы.

Учитывая различные теплофизические свойства сжиженных углеводородных газов (на примере некоторых хладагентов) особое значение приобретает способ отбора образцов и их последующая пробоподготовка (табл. 1).

Учитывая низкую температуру кипения большинства хладагентов анализируемую пробу из исходной тары (бочка, баллон, автомобильная или железнодорожная цистерна) целесообразно отбирать в специальный пробоотборный баллон постоянного давления (рис. 1), который обеспечивает хранение и транспортировку отобранной пробы, не допуская ее разделения на 2 фазы вне зависимости от внешних условий. Непосредственно перед отбором пробы линию компенсационного газа пробоотборного баллона постоянного давления заполняют гелием таким образом, чтобы давление гелия в линии компенсационного газа было на 20-25% выше, чем в емкости, из которой будет осуществляться отбор пробы для анализа. Контроль давления гелия в пробоотборном баллоне постоянного давления осуществляют при помощи манометра, которым оснащена линия компенсационного газа. Давление в емкости с исследуемой пробой определяют манометром, которым оснащена соответствующая емкость. Рабочий объем

пробоотборного баллона постоянного давления заполняют исследуемой пробой не более чем на 70%, учитывая возможное температурное расширение пробы во время транспортировки или хранения. Аналитическую пробу готовят в вакуумированном стальном баллоне или в баллоне из алюминиевого сплава [5, 6].

Таблица 1

Теплофизические свойства некоторых хладагентов

Обозначение хладагента	Озоноразрушающий потенциал	Температура кипения, °С	Обозначение хладагента	Озоноразрушающий потенциал	Температура кипения, °С
R-13	1,000	- 81,0	R-142b	0,065	- 10,0
R-410A	0,000	- 51,4	R-31	0,020	- 9,0
R-22	0,055	- 41,0	R-114	1,000	4,0
R-115	0,600	- 39,0	R-21	0,040	9,0
R-406A	0,036	- 32,7	R-11	1,000	24,0
R-12	1,000	- 30,0	R-123	0,020	27,0
R-134a	0,000	- 26,0	R-141b	0,011	32,0
R-124	0,022	- 12,0	R-113	0,800	48,0

Учитывая низкую температуру кипения большинства хладагентов анализируемую пробу из исходной тары (бочка, баллон, автомобильная или железнодорожная цистерна) целесообразно отбирать в специальный пробоотборный баллон постоянного давления (рис. 1), который обеспечивает хранение и транспортировку отобранной пробы, не допуская ее разделения на 2 фазы вне зависимости от внешних условий. Непосредственно перед отбором пробы линию компенсационного газа пробоотборного баллона постоянного давления заполняют гелием таким образом, чтобы давление гелия в линии компенсационного газа было на 20-25% выше, чем в емкости, из которой будет осуществляться отбор пробы для анализа. Контроль давления гелия в пробоотборном баллоне постоянного давления осуществляют при помощи манометра, которым оснащена линия компенсационного газа. Давление в емкости с исследуемой пробой определяют манометром, которым оснащена соответствующая емкость. Рабочий объем пробоотборного баллона постоянного давления заполняют исследуемой пробой не более чем на 70%, учитывая возможное температурное расширение пробы во время транспортировки или хранения. Аналитическую пробу готовят в вакуумированном стальном баллоне или в баллоне из алюминиевого сплава [5, 6].

Определяют расчетное значение молярной доли компонентов в смеси по формуле:

$$N_{imol} = \frac{N_{iw} \cdot M_i}{\sum N_{iw} \cdot M_i} \tag{1}$$

где N_{imol} – молярная доля компонента i ;

N_{iw} – массовая доля компонента i , % (согласно технической спецификации производителя);

M_i – молярная масса компонента i , г/моль.

Молярную долю компонента в чистом веществе принимают равной 1. Молярные массы компонентов и соответствующие неопределенности – согласно [7].

Рассчитывают молярную массу смеси (M_s , г/моль) по формуле:

$$M_s = \sum N_{imol} \cdot M_i \tag{2}$$

Рассчитывают плотность смеси (ρ_s , г/см³) по формуле:

$$\rho_s = \sum N_{imol} \cdot \rho_i \tag{3}$$

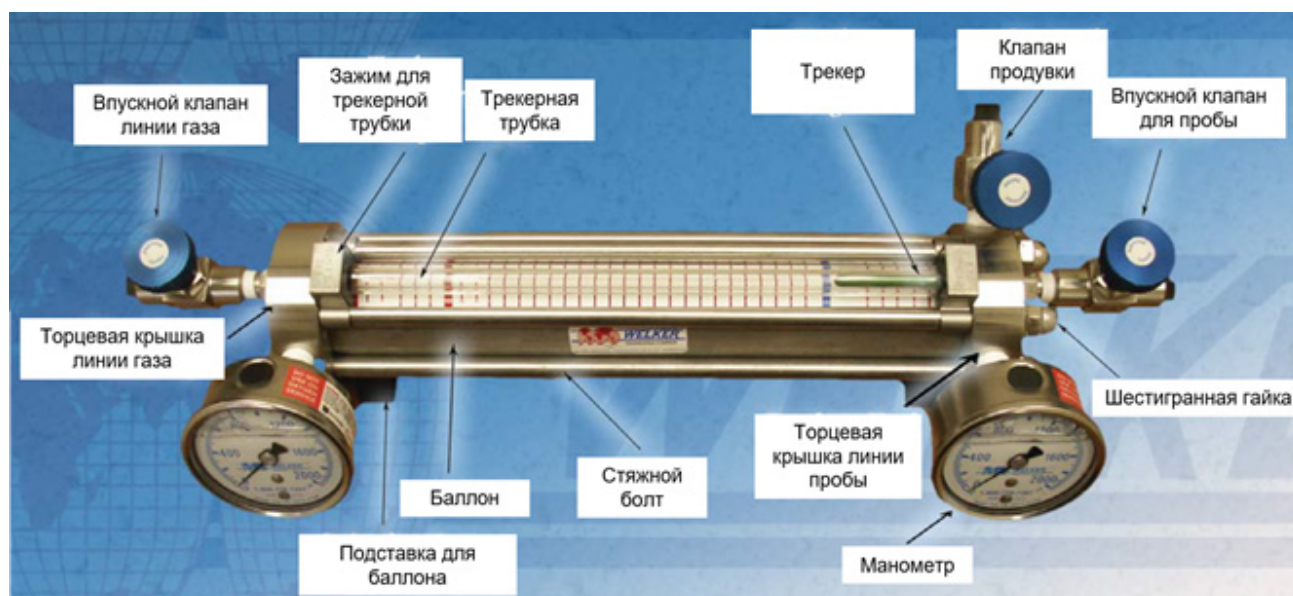


Рис. 1. Пробоотборный баллон постоянного давления

где ρ_i – плотность компонента i , г/см³.

Плотность соответствующих чистых веществ приведена в [8].

Рассчитывают массу смеси (m_s , г), которую необходимо ввести в баллон:

$$m_s = \frac{0,7 \cdot M_s \cdot V_{\dot{a}}}{V_m} \quad (4)$$

где 0,7 – поправочный коэффициент, для гарантированного полного испарения смеси в подготовленном баллоне;

M_s – молярную массу смеси, рассчитанная по формуле (2), г/моль;

$V_{\dot{a}}$ – вместимость баллона, дм³;

V_m – молярный объем (24 дм³/моль при атмосферном давлении 101,3 кПа и температуре 20°C).

Для смесей, в состав которых входят компоненты, температура кипения которых превышает или равна 0°C, необходимо выполнить проверку критического давления подготовленной пробы, для чего:

- рассчитывают массу гелия для введения в баллон (m_{He} , г) с учетом 10-ти кратного разбавления по формуле:

$$p_{\dot{a}} = \frac{p_{i\dot{a}n} \cdot 100}{1,4 \cdot C_s \cdot N_{imol}} \quad (5)$$

где m_s – масса смеси, рассчитанная по формуле (4), г;

C_{He} – доля гелия, 90 %;

C_s – доля смеси, 10 %;

M_{He} – молярная масса гелия (4,0026 г/моль);

M_s – молярная масса смеси, рассчитанная по формуле (2), г/моль;

- рассчитывают давление в баллоне ($p_{\dot{a}}$, кгс/см²) после введения смеси и гелия без учета фактора сжимаемости:

$$p_{\dot{a}} = \left(\frac{m_s}{M_s} + \frac{m_{He}}{M_{He}} \right) \frac{V_m}{V_{\dot{a}}} \cdot 1,0196 \quad (6)$$

где 1,0196 – коэффициент пересчета 10⁵ Па в кгс/см²;

- рассчитывается максимально допустимое давление (p , кгс/см²) подготовленной пробы для компонента, температура кипения которого превышает или равна 0°C, по формуле:

$$m_{He} = m_s \cdot \frac{C_{He}}{C_s} \cdot \frac{M_{He}}{M_s} \quad (7)$$

где $p_{i\dot{a}n}$ – давление насыщенного пара i -го компонента при 15°C;

1,4 – коэффициент снижения давления в

баллоне для сохранения стабильности свойств подготовленной пробы;

- рассчитанное давление в баллоне (p_0) должно быть меньше или равным давлению (p_d). В противном случае необходимо уменьшить массу смеси (m_s) до такого значения, при котором будет выполняться условие: $p_0 \leq p_d$.

Рассчитывают объем смеси (V_s), который необходимо ввести в баллон, по формуле:

$$V_s = \frac{m_s}{\rho_s} \quad (8)$$

Рассчитанный по формуле (8) объем пробы из пробоотборного баллона постоянного давления вводят в предварительно взвешенный баллон и взвешивают на весах. Определяют действительную массу введенной в баллон исследуемой пробы (m_{sd}).

Баллон подсоединяют к установке для последовательного дозирования газов в баллоны под давлением и наполняют гелием (рис. 2). Массу гелия, которую необходимо ввести в баллон, рассчитывают по формуле:

$$m_{Hed} = m_{sd} \cdot \frac{C_{He}}{C_s} \cdot \frac{M_{He}}{M_s} \quad (9)$$

Баллон с приготовленной анализируемой пробой выдерживают в помещении лаборатории не менее 72 часов для ее гомогенизации.

Для количественного определения содержания компонентов в анализируемой пробе готовят 3 калибровочные газовые смеси гравиметрическим методом согласно [9] с содержанием определяемого компонента:

- максимально возможным согласно технической спецификации на конкретный исследуемый объект;

- равным номинальному значению компонента согласно технической спецификации на конкретный исследуемый объект;

- на 5 % ниже номинального значения компонента согласно технической спецификации на конкретный исследуемый объект (для чистых веществ) или минимально возможным согласно технической спецификации на конкретный исследуемый объект (для смеси веществ).

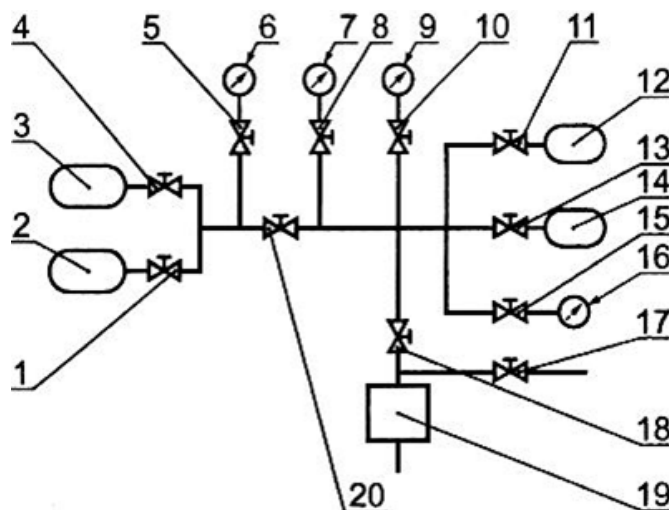


Рис. 2. Принципиальная схема установки для последовательного дозирования газов в баллоны под давлением

1, 4, 5, 8, 10, 11, 13, 15, 17, 18, 20 – вентили; 2, 3 – баллоны со стандартными образцами или гелием; 6, 7, 9 – манометры; 12, 14 – баллоны для калибровочных газовых смесей или анализируемой пробы; 16 – вакуумметр; 19 – вакуумный насос

Идентификацию компонентов в анализируемой пробе выполняют с использованием масс-спектрометрического детектора. Молярную долю компонентов в анализируемой пробе ($x_{изм}$, %) определяют по функции анализа [10].

Расчетное значение молярной доли основного компонента в анализируемой пробе чистого вещества ($x_{эрав}$, %) определяют по формуле:

$$x_{эрав} = \frac{\frac{m_{sd}}{M_i}}{\frac{m_{sd}}{M_i} + \frac{m_{Hed}}{M_{He}}} \cdot 100 \quad (10)$$

Значение молярной доли основного компонента в анализируемой пробе чистого вещества (N_{mol_d} , %) рассчитывают по формуле:

$$N_{mol_d} = \frac{x_{вим}}{x_{грав}} \cdot 100 \quad (11)$$

Значение молярной доли i -го компонента в анализируемой пробе смеси веществ (N_{imol_d} , %) рассчитывают по формуле:

$$N_{imol_d} = \frac{x_{изм}}{\sum x_{изм}} \cdot 100 \quad (12)$$

Массовую долю i -го компонента в анализируемой пробе (N_{iw_d} , %) рассчитывают по формуле:

$$N_{iw_d} = \frac{N_{imol_d} \cdot M_i}{\sum N_{imol_d} \cdot M_i} \cdot 100 \quad (13)$$

Валидацию методики измерений проводили с учетом положений [11]. При валидации методики определяли следующие характеристики:

- селективность (на этапе идентификации компонентов);
- правильность, b_{omn} , % (смещение);
- прецизионность (предел сходимости, r_{omn} , % и предел промежуточной прецизионности, I_{omn} , %);
- относительную суммарную стандартную неопределенность u_{omn} , %;
- устойчивость.

Результаты валидации методики измерений представлены на примере анализа компонентов смеси хладагентов R-406A, в состав которого входят: хлордифторметан (R-22), 1-хлор-1,1-дифторэтан (R-142b) и изобутан (R-600a). При валидации применяли: газовый хроматограф Agilent 7890A с масс-спектрометрическим детектором (на этапе идентификации компонентов смеси) и газовый хроматограф HP 6890 с термokonдуктометрическим детектором (на этапе количественного определения компонентов смеси), входящие в состав вторичного эталона единицы молярной доли компонентов в газовых средах ВЕТУ 05-01-01-03.

Аналитическая селективность характеризует степень, в которой метод применим для определения конкретных компонентов в смеси без помех со стороны других компонентов с аналогичными свойствами. Проверка селективности необходима, поскольку пик на хроматограмме может быть идентифицирован как соответствующий определенному компоненту на том основании, что стандартный

образец, содержащий этот компонент, вызывает сигнал в той же точке хроматограммы. Однако неизвестно, обусловлен этот сигнал данным компонентом или каким-либо другим веществом, элюируемым одновременно. Из литературных источников известно, что высокую селективность обеспечивают современные хроматографы с масс-спектрометрическим детектором. Тем не менее, желательным является подтверждение результатов идентификации с использованием еще как минимум одного детектора. Для подтверждения селективности методики анализировали стандартные образцы, содержащие исследуемые компоненты, используя газовые хроматографы с масс-спектрометрическим и термokonдуктометрическим детекторами. Полученные результаты оказались идентичны, использование дополнительных способов подтверждения селективности методики считали нецелесообразным.

Правильность измерения является выражением того, насколько близко среднее значение бесконечного числа результатов наблюдений (полученных исследуемым методом) к опорному значению. Поскольку невозможно выполнить бесконечное число наблюдений, поэтому правильность измерить нельзя. Можно, однако, получить практическую оценку правильности. Эту оценку количественно выражают через «смещение». Для определения смещения применяли по 2 стандартных образца с содержанием определяемых компонентов между 1-й и 2-й; 2-й и 3-й точками градуировочной характеристики. Смещение (b_{omn} , %) определяли как среднее арифметическое разности между средними значениями результатов измерений и соответствующими опорными значениями.

Исследование прецизионности проводили с применением одного стандартного образца для каждого исследуемого компонента в границах его рабочего диапазона. Исследования выполняли в одной лаборатории при таких условиях измерения:

- условия сходимости;
- условия промежуточной прецизионности с отличием по фактору «время»;
- условия промежуточной прецизионности с отличием по факторам «время» и «оператор».

Выполняли по 6 независимых измерений молярной доли каждого исследуемого компонента для каждого из указанных условий. Вычисляли среднее значение результатов повторных измерений для j -го условия измерения (\bar{x}_j) для всех $j = 1, 2, 3$:

$$\bar{x}_j = \frac{1}{I} \sum_{i=1}^I x_{ji}, \quad (14)$$

где x_{ji} – результат i -го повторного измерения для j -го условия;

I – число повторных измерений для каждого условия ($I = 6$).

Вычисляли общее среднее из J средних значений для всех условий (\bar{x}):

$$\bar{x} = \frac{1}{3} \sum_{j=1}^3 \bar{x}_j. \quad (15)$$

Вычисляли суммы квадратов (SS_1 и SS_2) и соответствующие числа степеней свободы (V_1 и V_2):

$$SS_1 = I \sum_{j=1}^3 (x_j - \bar{x})^2, \quad V_1 = J - 1 = 2, \quad (16)$$

$$SS_2 = \sum_{j=1}^3 \sum_{i=1}^I (x_{ji} - \bar{x}_j)^2, \quad V_2 = J(I - 1) \quad (17)$$

Вычисляли средние квадраты (MS_1 , MS_2) которые являются оценками соответствующих дисперсий:

- MS_1 – оценка дисперсии, характеризующей рассеяние результатов измерений между условиями;

- MS_2 – оценка дисперсии, характеризующей рассеяние результатов измерений при определенных условиях (дисперсии сходимости):

$$MS_1 = SS_1 / v_1, \quad (18)$$

$$MS_2 = SS_2 / v_2. \quad (19)$$

Рассчитывали относительное стандартное отклонение сходимости (Sr , %) по формуле:

$$s_r = \frac{\sqrt{MS_2}}{\bar{x}} \cdot 100. \quad (20)$$

Рассчитывали относительное стандартное отклонение промежуточной прецизионности (sI , %) по формуле:

$$s_I = \frac{\sqrt{MS_1 + MS_2}}{\bar{x}} \cdot 100. \quad (21)$$

Рассчитывали предел сходимости (r , %) по формуле:

$$r = \sqrt{2} \cdot t \cdot s_r, \quad (22)$$

где t – двухсторонний критерий Стьюдента для числа степеней свободы V_2 .

Рассчитывали предел промежуточной прецизионности (I , %) по формуле:

$$I = \sqrt{2} \cdot t \cdot s_I \quad (23)$$

При определении суммарной стандартной неопределенности в бюджет неопределенности включали:

- в качестве неопределенности по типу А – стандартное отклонение промежуточной прецизионности, рассчитанную по формуле (21), с коэффициентом чувствительности 1;

- стандартную неопределенность с коэффициентом чувствительности минус 1, обусловленную смещением, рассчитанную по формуле:

$$u_b(b) = \frac{b_{отн}}{\sqrt{3}} \quad (24)$$

- наибольшее из стандартных неопределенностей сертифицированных значений стандартных образцов, которые применяли для определения смещения с учетом коэффициента охвата $k = 2$, принятый для расчета расширенной неопределенности согласно [10] сертифицированных значений стандартных образцов для доверительной вероятности $P = 0,95$.

При оценке стойкости методики принимали во внимание, что ее характеристики могут быть изменены при несоответствии условий выполнения измерений, указанных в методике. Указанные условия жестко контролируются оператором при выполнении измерений с занесением соответствующих записей в протокол измерений. При несоответствии реальных условий требованиям методики измерения прекращают, предпринимают соответствующие меры и возобновляют измерения только после установления необходимых условий измерений. Результаты валидации представлены в таблице 2.

Результаты валидации методики измерений компонентов смеси хладагентов R-406A

Обозначение компонента	$b_{\text{отн}}, \%$	$r_{\text{отн}}, \%$	$I_{\text{отн}}, \%$	$u_{\text{отн}}, \%$
R-22	- 0,65	0,225	0,447	0,19
R-142b	- 0,0053	0,176	0,513	0,20
R-600a	- 0,092	0,828	1,612	0,65

Результаты измерений содержания компонентов в сжиженных углеводородных газах, в том числе ГХФУ, прослеживаются к государственному первичному эталону единицы молярной доли компонентов в газовых средах ДЕГУ 05-01-95. Также указанный первичный эталон подтверждает свои метрологические характеристики путем проверки в международных сличениях [12].

Основная проблема, препятствующая международному сотрудничеству в области контроля за обращением хладагентов (приобретение/продажа сертифицированных стандартных, проведение международных межлабораторных сличений, в том числе с целью проверки квалификации лабораторий, проведение международных сличений эталонов для установления их эквивалентности и обеспечения метрологической прослеживаемости) – это таможенные барьеры мешающие свободному перемещению стандартных образцов, например, озоноразрушающих хладагентов, между странами [13]. Зачастую власти рассматривают стандартные образцы как некую вещественную форму (образцы человеческого, животного и растительного происхождения, химические вещества, взрывчатые вещества, лекарства и т.д.), а не как необходимые инструменты для выполнения точных измерений. Также проблема отражена в документе КООМЕТ [14]. Одной из целей сотрудничества по созданию и применению стандартных образцов состава, свойств веществ и материалов в рамках КООМЕТ является устранение таможенных барьеров при передаче стандартных образцов из одной страны в другую с целью проведения межлабораторных сличений, а также других видов метрологических работ.

ВЫВОДЫ.

1. Созданная система определения содержания компонентов в сжиженных углеводородах, в том числе ГХФУ, является надежным инструментарием для выполнения Украиной взятых на себя международных обязательств по выполнению положений в части контроля за обращением озоноразрушающих хладагентов [1].
2. Измерительные возможности ГП «УКРМЕТРТЕСТСТАНДАРТ» в области анализа сжиженных углеводородов признаны на международном уровне и опубликованы на официальном сайте Международного бюро мер и весов.
3. Результаты измерений содержания компонентов в сжиженных углеводородах, в том числе ГХФУ, прослеживаются к национальному эталону единицы молярной доли компонентов в газовых средах ДЕГУ 05-01-95.
4. Дальнейшее развитие данного направления, углубление международного сотрудничества возможны после решения вопроса о свободном перемещении стандартных образцов состава сжиженных углеводородов, в том числе ГХФУ, между странами.

ЛИТЕРАТУРА

1. Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer. Montreal, 16 september 1987 (Монреальский протокол по веществам, разрушающим озоновый слой).
2. Amendment to the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer. Kigali, 15 October 2016 (Поправка к Монреальскому протоколу по веществам, разрушающим озоновый слой).

3. Закон України «О ратификации Поправки к Монреальскому протоколу по веществам, разрушающим озоновый слой» от 02.11.2000 № 2083-III.
4. Решение XXIV/18 двадцать четвертого совещания сторон Монреальского протокола: «Несоблюдение Монреальского протокола Украиной».
5. ДСТУ 3245-95 Балони сталеві зварні для скраплених вуглеводневих газів на тиск до 1,6 МПа. Загальні технічні умови.
6. EN 1975: 1999 Transportable gas cylinders. Specification for the design and construction of refillable transportable seamless aluminum and aluminum alloy gas cylinders of capacity from 0,5 liters up to 150 liters (Переносные газовые баллоны. Технические требования к конструкции и изготовлению переносных бесшовных газовых баллонов из алюминия и алюминиевых сплавов многоразового использования вместимостью от 0,5 л до 150л).
7. IUPAC, Commission on atomic weights and isotopic abundances: Atomic Weights of Elements, biennial review, 2007. (Комиссия по атомным массам и распространенности изотопов Международного Союза теоретической и прикладной химии, 2007).
8. GAS ENCYCLOPAEDIA, Elsevier science publishing company inc., 1976.
9. ДСТУ ISO 6142-1:2017. Аналіз газів. Приготування калібрувальних газових сумішей. Частина 1. Гравіметричний метод для сумішей класу I (ISO 6142-1:2015 Gas analysis – Preparation of calibration gas mixtures – Part 1: Gravimetric method for Class I mixtures).
10. ДСТУ ISO 6143-2003. Аналіз газів. Методи компарування для визначання та перевіряння складу повітряних газових сумішей (ISO 6143:2001 Gas analysis – Comparison methods for determining and checking the composition of calibration gas mixtures).
11. Eurachem Guide: The Fitness for Purpose of Analytical Methods – A Laboratory Guide to Method Validation and Related Topics Руководства Eurachem (Пригодность аналитических методов для конкретного применения. Руководство для лабораторий по валидации методов и смежным вопросам).
12. www.bipm.org/utis/common/pdf/final_reports/QM/S4/COOMET.QM-S4.pdf
13. ISO/TR 11773:2013. Global distribution of reference materials (Глобальное распространение стандартных образцов).
14. COOMET D3:2008. Меморандум о сотрудничестве по созданию и применению стандартных образцов состава и свойств веществ и материалов в рамках COOMET.

УДК 622.882

КОМПЛЕКСНІ РІШЕННЯ РАДІОЕКОЛОГІЧНИХ ПРОБЛЕМ ЩОДО ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА У РАЙОНІ ДРУГОЇ СЕКЦІЇ ХВОСТОСХОВИЩА «СУХАЧІВСЬКЕ»

Сорока Ю.М.

Дніпровський державний технічний університет,
Дніпробудівська вулиця, 2, м. Кам'янське,
Дніпропетровська область, 51900
yuriy_sor@ukr.net

В статті представлені результати аналізу радіаційних та екологічних проблем при прокладенні каналізаційного напірного колектора на території хвостосховища «Сухачівське-2» та подальшому перекачуванні до нього освітленої води з шламонакопичувача з балки Ясинова.

Ключові слова: шкідливі хімічні речовини, важкі метали, природні радіонукліди, ефективні дози.

Ways of improving environmental protection around the second section of the tailings dam "Sukhachivske". Soroka Y.

The article presents the results of an analysis of radiation and environmental problems that arise when laying a sewer pressure head collector in the area of the "Sukhachivske-2" tailing dam and then pumping clarified water from a tailing dam "Balka Yasinova" into it.

Keywords: harmful chemicals, heavy metals, natural radionuclides, effective doses.

Комплексные решения радиоэкологических проблем по защите окружающей среды в районе второй секции хвостохранилища «Сухачевское». Сорока Ю.М.

В статье представлены результаты анализа радиационных и экологических проблем при работе по прокладке канализационного напорного коллектора на территории хвостохранилища «Сухачевское-2» и дальнейшей перекачке к нему осветленной воды из шламонакопителя в балке Ясинова.

Ключевые слова: вредные химические вещества, тяжелые металлы, природные радионуклиды, эффективные дозы.

Постановка проблеми. У Дніпропетровській області гостро постали питання радіоекологічної безпеки населення та навколишнього природного середовища, зокрема із роботою колишнього ДП «Придніпровський хімічний завод» (ПХЗ), який у минулому столітті здійснював перероблення уранових руд. Технологією перероблення було передбачено створення хвостосховищ для зберігання відходів переробки.

Одне з хвостосховищ ДП «Бар'єр» – «Сухачівське», яке розташоване на Сухачівському промайданчику у лівому одвершку балки Россоловата, що впадає в долину р. Суха Сура. Загальна довжина хвостосховища – 4,8 км, складається з двох секцій, що розташовані послідовно. Перша секція хвостосховища «Сухачівське» експлуатувалась з 1968 по 1983 роки для складування відходів уранового виробництва. Наразі його територія частково покрита рослинністю, інша частина заповнена водою, і це частково зменшує радіаційний вплив на навколишнє природне середовище та населення. Друга секція хвостосховища «Сухачівське», згідно проекту, призначалась для спільного складування відходів виробництв переробки уранової сировини, іонообмінних смол, мінеральних добрив, цирконію, гафнію і рідкісних земель, що здійснювалося до 1991 року.

З 1991 по 2007 рр. у другій секції складувалися відходи (переважно, гіпс) діючих виробництв «ПХЗ», а після його реструктуризації (1995-2000 рр.) - відходи підприємств, що утворилися на базі «ПХЗ» - ДНВП «Цирконій», ДП «Смоли», ЗАТ «ДЗМД», ТОВ «Завод Поліхімпром», ЗАТ «Феррекспо». Відходи цих підприємств за макро- і мікрокомпонентному складу ідентичні

нерадіоактивним промисловим відходам, які складувалися в другій секції протягом 1984-1991 років. На території сховища сконцентровано 5,6 млн т відходів переробки уранових руд [1]. Раніше за діючою технологією хвостосховище було заповнене водою, потім насосні станції та трубопроводи були ліквідовані, отож, подача води на хвостосховище для зменшення виділення пилу з поверхні була припинена, що призвело до появи відкритих ділянок та підвищенню забруднення прилеглих територій радоном та радіаційним пилом. На відстані понад восьми кілометрів від нього знаходиться у аварійному стані, шламонакопичувач з небезпечними відходами ДП «Екоантилід» (балка Ясинова). На даний час в його чаші знаходиться 190 тис.м³ освітленої води з загальною мінералізацією до 15-18 г/л. Цей шламонакопичувач (балка Ясинова) потребує поетапну ліквідацію та рекультивацию. З цією метою були розроблені проектні рішення щодо його осушення шляхом перекачування освітленої води з ложа шламонакопичувача до другої секції хвостосховища «Сухачівське».

Мета роботи – комплексна радіоекологічна оцінка проекту з точки зору безпеки робіт та впливу на навколишнє природне середовище та населення.

Методика проведення робіт. Для вирішення поставленої мети було проведено комплекс польових та лабораторних досліджень. Дві проби води відбиралися на шламонакопичувачі ДП «Екоантилід» (балка Ясинова) та в хвостосховищі «Сухачівське-2». Також відбиралися три проби ґрунту для визначення питомої активності ПРН (U-238, U-234, Ra-226, Pb-210, Po-210), а також одна проба атмосферного повітря для визначення питомої активності природних радіонуклідів (ПРН) (Rn-222, U-238, U-234, Ra-226, Pb-210, Po-210). В роботі використовувалися наступні методи дослідження: польові вимірювання потужності еквівалентної дози гамма-випромінювання та еквівалентної рівноважної об'ємної активності радону та торону, фотометрія, титриметрія, іоноселективна потенціометрія, гравіметрія, альфа- і гамма-спектрометрія, атомно-емісійна спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою.

Результати та їх обговорення. Комплексна радіоекологічна оцінка цього проекту з погляду безпеки на навколишнє природне середовище

й населення ґрунтувалась на наступних результатах досліджень та розрахунків:

- оцінки радіоекологічної сумісності освітленої води з шламонакопичувача (балка Ясинова) з водою другої секції хвостосховища «Сухачівське»;
- оцінки радіаційного забруднення території, на якій виконують земляні роботи із прокладання каналізаційного напірного колектора на території хвостосховища «Сухачівське-2» та розрахунку доз опромінення працівників, які тимчасово будуть працювати;
- визначення системи радіаційного контролю для забезпечення радіаційної безпеки при виконанні робіт із прокладання каналізаційного напірного колектора на території хвостосховища «Сухачівське-2».

Оцінка радіоекологічної сумісності у відібраних пробах води виконувалась на результатах як аналізів питомої активності ПРН (U-238, U-234, Ra-226, Pb-210, Po-210, так і аналізів вмісту шкідливих хімічних речовин та важких металів (табл.1-3).

Проведені дослідження виявили, що досліджувана шламова вода має різні показники рН, тобто в хвостосховищі «Сухачівське-2» кисла, а в шламонакопичувачі (балка Ясинова) більш лужна. За хімічним складом у воді в шламонакопичувачі та у воді з хвостосховища не перевищують встановлених нормативів.

Крім хлоридів, вода в шламонакопичувачі (балка Ясинова) містить усіх хімічних компонентів і важких металів на один-два порядки менше, ніж у воді з хвостосховища («Сухачівське-2»). Згідно проведених досліджень та відповідно до хімічного складу води у шламонакопичувачі та у хвостосховищі виявлено, що при змішуванні води, хімічні реакції будуть відсутні. У таблиці 3 наведені результати аналізу об'ємної активності (ОА) природних радіонуклідів у зразках води, відібраних у хвостосховищі та шламонакопичувачі.

**Результати хімічного складу поверхневої води в шламонакопичувачі ДП «Екоантилід»
(балка Ясинова) та в хвостосховищі «Сухачівське-2»**

Контрольований параметр, одиниця виміру	Опис проби води, стан та її ідентифікація			
	хвостосховище (Сухачівське-2)		шламонакопичувач (балка Ясинова)	
	6406	6407	6408	6409
	Фактичне значення параметра ± похибка та/або невизначеність вимірювання*			
Нітрати, мг/дм ³	16,7±2,0	16,6±2,0	1,79±0,21	1,71±0,20
Нітроти, мг/дм ³	1,06±0,23	1,03±0,22	0,63±0,14	0,62±0,14
Амоній, мг/дм ³	5057±455	4737±426	1,07±0,10	0,74±0,07
Хлориди, мг/дм ³	2599±260	2524±252	3181±318	3077±308
Сульфати, мг/дм ³	2477±248	2472±247	1301±130	1201±120
Сухий залишок, мг/дм ³	35887±1794	36972±1849	9563±478	9902±495
pH	6,57±0,40	6,36	8,26	8,14
Фториди, мг/дм ³	25,9±3,1	26,00±3,11	0,63±0,18	0,87±0,24
Фосфати, мг/дм ³	4,60±0,46	4,44±0,44	<0,05*	<0,05*
Завислі речовини, мг/дм ³	1233±123	1109±111	3±1	4±1
АПАР, мг/дм ³	0,373±0,055	0,383±0,057	0,570±0,114	0,579±0,116
Нафтопродукти, мг/дм ³	1,25±0,13	1,20±0,12	1,05±0,10	1,05±0,10
Загальна лужність, мг/дм ³	24±5	24±5	244±29	256±31
БСК ₅ , мгО/дм ³	108±34	102±32	35±12	30±10
ХСК, мгО/дм ³	224±27	196±23	66,0±9,9	58,0±8,7
Залізо загальне, мг/дм ³	0,20±0,01	0,24±0,01	0,091±0,004	0,076±0,003

Результати виявили низькі концентрації Ra-226, Pb-210, Po-210, які не перевищують фонових значень. Вміст U-238, U-234 у воді не перевищує PC_B^{ingest} для цих нуклідів, разом з тим кілька підвищене значення присутнє в шламонакопичувачі.

Друга актуальна проблема – це радіаційна безпека робітників, що прокладають каналізаційний колектор на території хвостосховища «Сухачівське-2». Радіаційна безпека оцінюється загальними ефективними дозами опромінення відповідно основних врахованих видів опромінення для робітників [2-5]:

$$E_{total} = E_{ext} + E_{inh} + E_{Rn-222,j} + E_{Ing,Soil,j} \quad (1)$$

де E_{ext} – ефективна доза від зовнішнього опромінювання, Зв;

E_{inh} – ефективна доза опромінювання

працюючих унаслідок вдихання аерозолів, Зв;

$E_{Rn-222,j}$ – ефективна доза від вдихання продуктів розпаду радону для працюючих, Зв;

$E_{Ing,Soil,j}$ – ефективна доза від перорального надходження радіонукліду г на робочому майданчику S, Зв.

Для підготовки вихідних даних для проведення дозиметричних розрахунків в районі хвостосховища (Сухачівське-2) було проведено:

- дозиметрична зйомка;
- вимірювання еквівалентної рівноважної об'ємної активності (ЕРОА) радону-222 та радону-220 (торону) у повітрі в районі траси каналізаційного напірного колектору на території хвостосховища;
- вимірювання питомої активності ПРН (U-238, U-234, Ra-226, Pb-210, Po-210) у пробах ґрунту по трасі колектору;

– визначення питомої активності ПРН (Rn-222, U-238, U-234, Ra-226, Pb-210, Po-210) у повітрі в місці розташування траси колектора.

За результатами проведених досліджень сформовані вихідні дані для розрахунку загальних безпечних доз для працюючих (табл. 4).

Проведені розрахунки показали, що середня ефективна доза опромінення працюючих біля хвостосховища «Сухачівське-2» складе від 17,318 до 40,411 мкЗв, при консервативному варіанті від 26,122 до 60,947 мкЗв, це не призведе до їх переопромінення.

При прокладанні колектора тимчасово працюватимуть фахівці, що не відносяться до категорії «персонал», оскільки вони будуть працювати з ґрунтом активністю нижче 1000 Бк/кг, тобто з матеріалом звільненим від регулюючого контролю (табл. 4) [6]. Вони відносяться до категорії В, для яких нормативна річна ефективна доза становить 1 мЗв [7-8]. Приведені результати консервативного розрахунку ефективних доз

опромінення робітників залежно від часу їх роботи обґрунтували, що вони в 16-38 разів менше нормативного значення у 1 мЗв/рік. Для таких працівників контрольні рівні не встановлюються, а під час виконання робіт запропоновано необхідний рівень радіаційного контролю. Зважаючи на відсутність впливу в ході виконання робіт на поверхневі та підземні води, контроль об'єктів зовнішнього середовища обмежується спостереженнями за станом забруднення атмосферного повітря на території будівництва колектора на хвостосховищі «Сухачівське-2». При контролі у повітрі, буде вимірювання наступних радіаційних параметрів [7]:

- потужність еквівалентної дози випромінювання;
- еквівалентна рівноважна об'ємна активність радону-222;
- еквівалентна рівноважна об'ємна активність торону (радону 220);
- об'ємна активність (ОА) ізотопів урану в пробах атмосферного повітря.

Таблиця 2

Результати аналізу складу важких металів у пробах поверхневої води в шламонакопичувачі (балка Ясинова) та в хвостосховищі «Сухачівське-2» методом АЕС-ІЗП

Контрольований параметр, одиниця виміру	Опис проби води, стан та її ідентифікація			
	хвостосховище (Сухачівське-2)		шламонакопичувач (балка Ясинова)	
	6406	6407	6408	6409
Срібло, мг/ дм ³	<0,02*	<0,02*	<0,02*	<0,02*
Алюміній, мг/дм ³	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*
Арсен, мг/ дм ³	0,27	0,26	0,038	0,043
Барій, мг/ дм ³	<0,005*	<0,005*	<0,005*	<0,005*
Кальцій, мг/дм ³	401	412	398	389
Кадмій, мг/дм ³	<0,01*	<0,01*	<0,01*	<0,01*
Кобальт, мг/дм ³	0,028	0,027	0,006	0,006
Хром, мг/ дм ³	0,025	<0,01*	<0,01*	<0,01*
Мідь, мг/дм ³	<0,01*	<0,01*	<0,01*	<0,01*
Магній, мг/дм ³	53	76	249	232
Молібден, мг/дм ³	1,1	1,1	<0,05*	0,028
Нікель, мг/дм ³	0,28	0,28	0,019	0,018
Свинець, мг/дм ³	<0,2*	<0,2*	<0,2*	<0,2*
Селен, мг/дм ³	<0,1*	<0,1*	<0,1*	<0,1*
Стронцій, мг/дм ³	19	19	5,2	5,2
Цинк, мг/дм ³	0,81	0,71	0,012	0,006

Результати випробувань об'ємної активності (ОА) природних радіонуклідів у зразках стічних вод відібраних у хвостосховищі (Сухачівське-2) та шламонакопичувачі (балка Ясинова)

Опис зразків, що пройшли випробування	Контрольований параметр	Одиниця виміру	Допустима концентрація [2] у питній воді PC_B^{ingest} , Бк/дм ³	Фактичне значення параметру Бк/дм ³
6406; Хвостосховище (Сухачівське-2)	ОА U-234	Бк/дм ³	10	0,0165±0,0049
	ОА U-238	Бк/дм ³		0,0191±0,0057
	ОА Po-210	Бк/дм ³	0,2	<0,0033*
	ОА Pb-210	Бк/дм ³	0,5	<0,0083*
	ОА Ra-226	Бк/дм ³	1,0	<0,015*
	ОА Rn-222	Бк/дм ³	100	0,66±0,21
6407; Хвостосховище (Сухачівське-2)	ОА U-234	Бк/дм ³	10	0,040±0,013
	ОА U-238	Бк/дм ³		0,039±0,013
	ОА Po-210	Бк/дм ³	0,2	<0,0034*
	ОА Pb-210	Бк/дм ³	0,5	<0,0085*
	ОА Ra-226	Бк/дм ³	1,0	<0,015*
	ОА Rn-222	Бк/дм ³	100	1,05±0,36
6408; Шламонакопичувач (балка Ясинова)	ОА U-234	Бк/дм ³	10	0,204±0,043
	ОА U-238	Бк/дм ³		0,251±0,050
	ОА Po-210	Бк/дм ³	0,2	<0,0034*
	ОА Pb-210	Бк/дм ³	0,5	<0,0083*
	ОА Ra-226	Бк/дм ³	1,0	<0,015*
	ОА Rn-222	Бк/дм ³	100	1,11±0,38
6409; Шламонакопичувач (балка Ясинова)	ОА U-234	Бк/дм ³	10	0,174±0,033
	ОА U-238	Бк/дм ³		0,222±0,040
	ОА Po-210	Бк/дм ³	0,2	<0,0033*
	ОА Pb-210	Бк/дм ³	0,5	<0,0083*
	ОА Ra-226	Бк/дм ³	1,0	<0,015*
	ОА Rn-222	Бк/дм ³	100	1,15±0,37

Таблиця 4

Вихідні дані для розрахунку безпечних доз опромінення працюючих у районі хвостосховища «Сухачівське-2»

№	Найменування показників	Одиниця виміру	Кількість
1	Потужність еквівалентної дози, середнє (максимальне значення).	мкЗвгод ⁻¹	0, 198 (0,321)
2	Концентрація радіонукліда	Бк·м ⁻³	
2.1	²³⁸ U	Бк·м ⁻³	(1,15±
2.2	²³⁴ U	Бк·м ⁻³	(1,07±
2.3	²³⁰ Th	Бк·м ⁻³	(8,53±
2.4	²²⁶ Ra	Бк·м ⁻³	(0,83±
2.5	²¹⁰ Pb	Бк·м ⁻³	(3,870,74)·10 ⁻⁴
2.6	²¹⁰ Po	Б·м ⁻³	1,42±
3	Середній вміст природних радіонуклідів у ґрунті		
3.1	²³⁸ U	Бк·кг ⁻¹	53
3.2	²³⁴ U	Бк·кг ⁻¹	45
3.3	²³⁰ Th	Бк·кг ⁻¹	30
3.4	²²⁶ Ra	Бк·кг ⁻¹	231
3.5	²¹⁰ Pb	Бк·кг ⁻¹	189
3.6	²¹⁰ Po	Бк·кг ⁻¹	135
4	Фоновий вміст природних радіонуклідів у ґрунті	Бк·кг ⁻¹	20
5	Фонова потужність еквівалентної дози	мкЗв·год ⁻¹	0,035
6	Середньорічна концентрація ЕРОА ²²² Rn в атмосферному повітрі	Бк м ⁻³	5,5

Результати розрахунку ефективних доз опромінення робітників, що будуть здійснювати роботи з прокладки каналізаційного напірного колектора (табл. 5).

Таблиця 5

Результати розрахунку ефективних доз опромінення працюючих біля хвостосховища «Сухачівське-2» при будівництві каналізаційного напірного колектора

Професії працюючих	Опромінення працюючих, мкЗв/рік				
	E _{ext} (середнє значення/ максимальне)	E _{inh}	E _{Rn-222,j}	E _{Ing,Soil,j}	E _{total} (середнє значення/ максимальне)
Майстер	11,736 /20,54	0,279	5,148	0,155	17,318/26,122
Екскаваторник - бульдозерист	27,384/47,92	0,652	2,012	0,363	40,411/60,947
Кранівник-шофер	19, 560/34,23	0,465	8,580	0,259	28,864/43,534
Монтажник- зварювальник	27,384/47,92	0,652	12,012	0,363	40,411/60,947

Висновки.

Виконання робіт із прокладання каналізаційного напірного колектора для перекачування освітленої води з шламонакопичувача (балка Ясинова) до хвостосховища «Сухачівське-2» не спричинить додаткового негативного впливу на навколишнє природне середовище та значного опромінення для працюючих робітників.

Впровадження цієї технології спричинить значний екологічний ефект, що полягає в регулюванні кислотності, поліпшенні якості та хімічного складу води у хвостосховищі «Сухачівське-2». Внаслідок розведення її більш чистою водою з шламонакопичувача (балка Ясинова) і зменшення при цьому, вітрового та хімічного розносу, радіоактивного забруднення атмосфери, ґрунтового покриву та рослинності.

ЛІТЕРАТУРА

1. Коваленко Г. Д. Радиоэкология Украины: дис. докт. / Коваленко Г. Д. – Харьков, 2008. – 264 с.
2. Нормы радиационной безопасности Украины (НРБУ-97); Государственные гигиенические нормативы – Киев: Отдел полиграфии Украинского центра госсанэпиднадзора Министерства здравоохранения Украины, 1998. – 135 с.
3. BfS-SW-09/11 Calculation Guide Mining. Calculation Guide for the Determination of Radiation Exposure due to Environmental Radioactivity Resulting from Mining. Department Radiation Protection and Environment. Salzgitter, 2011.
4. IAEA, Generic Models for use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment, Safety Reports Series #19, IAEA, Vienna (2000).
5. Радиационная защита и безопасность источников излучения: Международные основные нормы безопасности GSR Part 3. МАГАТЭ, Вена, 2015. – 518 с.
6. «Порядок звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю у рамках практичної діяльності». Наказ Державного комітету ядерного регулювання України від 01.07.2010. № 84.
7. Методичні вказівки щодо радіаційно-гігієнічного регламентування проведення робіт на об'єктах ліквідованого Придніпровського хімічного заводу (ПХЗ). Методичні вказівки МВ 6.6.1.2.6.-136-2007. Видання офіційне; Київ-2007. – 31с.
8. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України; Державні санітарні правила 6.177-2005-09-02. – [Чинний від 2005-05-20], МОЗ України, Київ, 2005. – 197 с.

ІНФОРМАЦІЯ ПРО АВТОРІВ

Антонов Анатолій Васильович (Київ) – доктор технічних наук, професор. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Барабаш Олена Василівна (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент. Національний транспортний університет.

Бойчук Богдан Ярославович (Львів) – ад'юнкт. Львівський державний університет безпеки життєдіяльності.

Гамера Анатолій Васильович (Київ) – кандидат хімічних наук, експерт. Програма Розвитку Організації Об'єднаних Націй в Україні.

Глебов Андрій Борисович (Київ) – кандидат технічних наук. ДП «УКРМЕТРТЕСТСТАНДАРТ».

Гомеля Микола Дмитрович (Київ) – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри. Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського».

Денисенко Інна Юрївна (Київ) – кандидат технічних наук. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Дудар Тамара Вікторівна (Київ) – кандидат геолого-мінералогічних наук, доцент. ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України».

Згуря В'ячеслав Іванович (Київ) – кандидат технічних наук. Національне агентство з акредитації України.

Зубко Олександр Вікторович (Київ) – науковий співробітник. ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України».

Ісаєнко Володимир Миколайович (Київ) – кандидат технічних наук, доктор біологічних наук, професор, ректор. Національний авіаційний університет.

Кальницька Діана Дмитрівна (Київ) – магістр. Національний авіаційний університет.

Кісель Сергій Петрович (Київ) – начальник науково-виробничого відділу. ДП «УКРМЕТРТЕСТСТАНДАРТ».

Колябіна Ірина Леонідівна (Київ) – кандидат геологічних наук, старший науковий співробітник. Інститут геологічних наук НАН України

Костенко Віктор Климентович (Донецьк) – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри. Донецький національний технічний університет.

Кузик Андрій Данилович (Львів) – доктор сільськогосподарських наук, професор, проректор з науково-дослідної роботи. Львівський державний університет безпеки життєдіяльності.

Маджд Світлана Михайлівна (Київ) – доктор технічних наук, доцент. Національний авіаційний університет.

Печений Володимир Леонідович (Київ) – асистент кафедри. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Попович Василь Васильович (Львів) – доктор технічних наук, доцент, начальник інституту цивільного захисту. Львівський державний університет безпеки життєдіяльності.

Полякова Ірина Олександрівна (Київ) – кандидат технічних наук, старший викладач. Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського».

Савицький Володимир Дмитрович (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент. Національний авіаційний університет.

Сиса Леонід Володимирович (Львів) – кандидат хімічних наук, доцент, завідувач науково-дослідної лабораторії екологічної безпеки. Львівський державний університету безпеки життєдіяльності.

Сорока Юрій Миколайович (Кам'янське) – кандидат технічних наук, доцент. Дніпровський державний технічний університет.

Степова Олена Валеріївна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент. Національний університет «Полтавська політехніка ім. Юрія Кондратюка».

Таврель Марина Ігорівна (Донецьк) – лаборант, аспірант кафедри. Донецький національний технічний університет.

Фролов Валерій Федорович (Київ) – доктор технічних наук, завідувач кафедри. Національний авіаційний університет.

Шабалін Борис Григорович (Київ) – доктор геологічних наук, завідувач відділу. ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України».

Якубов Станіслав Євгенійович (Київ) – старший науковий співробітник. ДП «УКРМЕТРТЕСТСТАНДАРТ».

Якушко Сергій Іванович (Суми) – кандидат технічних наук, доцент. Сумський державний університет, лауреат Державної премії України.

Ярошенко Костянтин Костянтинович (Київ) – молодший науковий співробітник. ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України».

ВИМОГИ ДО ЗМІСТУ СТАТТІ

до наукового журналу «Екологічна безпека та технології захисту довкілля».

Обсяг статті не менше 6-ти повних сторінок.

1. Структура статті має відповідати вимогам до наукових статей й складатися з таких частин:

- УДК;
- назва статті;
- прізвище автора (авторів), назва організації та міста;
- анотація;
- ключові слова;
- загальна суть проблеми;
- аналіз останніх досліджень та публікацій;
- формулювання мети статті;
- виклад основного матеріалу;
- висновки;

2. Статті публікуються українською, англійською, польською або російською мовами.

3. Автор зазначає рубрику, в якій публікується стаття, індекс за універсальною десятиковою класифікацією. В кінці статті наводить повну назву організації, де виконане дослідження, свою поштову і електронну адресу та номер телефону. Кожний примірник статті повинен бути підписаний автором (авторами).

4. Фізичні величини наводяться в одиницях СІ.

5. Повна назва статті, анотація, ключові слова, а також написання прізвищ додаються українською, англійською, польською або російською мовами.

ВИМОГИ ДО ОФОРМЛЕННЯ СТАТТІ

1. Текстовий редактор – Word for Windows.

2. Розмір сторінки: А5, 148x210.

3. Поля: верхнє, лівє, правє – 1,5 см, нижнє – 1,7 см.

4. Розмір шрифту «Times New Roman».

- Для УДК – 10 кегель, великі літери, жирний шрифт.
- Для заголовку статті 10 кегель, великі

літери, жирний шрифт.

– Для прізвища авторів – 10 кегель, жирний шрифт.

– Для назви організації і міста – 10 кегель, нормальний шрифт.

– Для анотації, ключових слів та реферату (3-4 рядки через 1 інтервал) – 10 кегель, жирний шрифт.

– Для заголовків розділів в тексті – 10 кегель, жирний шрифт.

– Для основного тексту – 10 кегель, нормальний шрифт.

– Для переліку використаних джерел (через 1 інтервал, слово Література) – 9 кегель, нормальний шрифт.

5. Текст друкується через 1 інтервал і вирівнюється на ширину листа.

6. Абзацний відступ від основного тексту – 0,5 см.

7. УДК, прізвище (-а) автора (-ів), назва статті, рядки тексту анотації, номери джерел вирівнюються по лівому краю сторінки.

8. Формули необхідно друкувати по центру, нумерація формул в кінці рядка.

9. Розмір формул такий: основний . – 12; крупний індекс –7; дрібний індекс – 5; крупний символ – 18; дрібний символ – 12.

10. Якщо рисунок один чи таблиця одна на статтю, то підпис здійснюється «Рисунок. Назва» чи відповідно «Таблиця», а продовження «продовження таблиці». Якщо декілька, то «Рис.1. Назва» чи відповідно «Таблиця 1», а продовження «продовження табл. 1».

11. Між рядком з вказаним індексом УДК і рядком з прізвищем автора (-ів), рядком з прізвищем автора (-ів) та назвою, назвою та анотацією, анотацією та текстом, текстом та переліком джерел – віддаль повина бути в 2 інтервали.

12. Переноси в назві статті не допускаються.

13. Нумерований перелік літератури подати в кінці статті одним абзацем, через крапку і оформлюється згідно ДСТУ 7,1:2006 (див. Бюлетень ВАК України №3, 2008).

14. Нумерація джерел йде підряд і номер джерела виділяється жирним шрифтом. В переліку повинна вказуватись сучасна англomовна література з ретроспективою не більше 5 років.

До статті подається рецензія від фахівця з науковим ступенем доктора наук і витяг з протоколу засідання кафедри про рекомендацію статті до друку.

ІНТЕРНЕТ РЕСУРСИ:

<https://vak.in.ua/>

https://www.narodnaosvita.kiev.ua/?page_id=105

<http://www.ukrbook.net/biblzak.html>

http://www.library.ukma.edu.ua/fileadmin/documents/Bibliography/26_DCTU3582-97.pdf

<https://www.pdaa.edu.ua/sites/default/files/node/4518/pravyloformlennyaspyskuvykorystanyhdzherel.pdf>

ДЛЯ НОТАТОК

ДЛЯ ПОДАТОК

**Екологічна безпека та
технології захисту довкілля**

03035, м. Київ, вул. Василя Липківського, 35,
корп.2

Телефон: (044) 206-31-85

www.npchornobyl.com.ua
np_chornobul@ukr.net