



**ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА
ТА
ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ
ДОВКІЛЛЯ
№3, 2021**

НАУКОВИЙ ЖУРНАЛ

Заснований у 2019 році

Виходить 2 рази на рік

Редакційна колегія:

Головний редактор

Улицький Олег Андрійович
Доктор геологічних наук

Науковий редактор

Машков Олег Альбертович
Доктор технічних наук

Редакційна колегія:

Гудков Д. І.	Доктор біологічних наук
Дудар Т. В.	Доктор технічних наук
Єрмаков В. М.	Доктор технічних наук
Ісаєнко В. М.	Доктор біологічних наук
Кватернюк С. М.	Доктор технічних наук
Ліханов А. Ф.	Доктор біологічних наук
Лукашов Д. В.	Доктор біологічних наук
Луньова О. В.	Доктор технічних наук
Мадж С. М.	Доктор технічних наук
Маркіна Л. М.	Доктор технічних наук
Міхєєв О. М.	Доктор біологічних наук
Ольховик Ю. О.	Доктор технічних наук
Павличенко А. В.	Доктор технічних наук
Петрук В. Г.	Доктор технічних наук
Петрук Р. В.	Доктор технічних наук
Рижєнко Н. О.	Доктор біологічних наук
Степова О. В.	Доктор технічних 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

Тел/факс: (044) 206-31-85

www.npchornobyl.com.ua

np_chornobul@ukr.net

Засновник:

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

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу
масової інформації

КВ № 23757-13597Р від 20.02.2019 р.

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 №09/21 від 09.09.2021 р).*

Видавництво ТОВ «Основа»

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи
до Державного реєстру видавців

ДК № 1981 від 21.10.2004 р.

01032, м. Київ-32, вул. Жиланська, 87/30.

Тел.: (044) 584-38-97, т/ф: 584-38-95, 584-38-96.

Формат 60x84/8

Наклад 100 прим

*Відповідальність за достовірність фактів, цитат, власних імен,
географічних назв, назв 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.

© Екологічна безпека

та технології захисту довкілля, 2021

ЗМІСТ

УЛИЦЬКИЙ О.А., Д'ЯЧЕНКО Н.О., ДЯТЕЛ О.О.	ДИНАМІКА ЗАБРУДНЕННЯ РІЧОК ЛУГАНЩИНИ ШАХТНИМИ ВОДАМИ В СУЧАСНИХ УМОВАХ	3
ІСАЄНКО В.М., МАДЖД С.М.	ПЕРСПЕКТИВИ ЗАСТОСУВАННЯ ФІТОТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ ВІДНОВЛЕННЯ СТАНУ ЗАБРУДНЕНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ	12
АЗІМОВ О.Т., ТОМЧЕНКО О.В., ШЕВЧУК О.В.	АНАЛІЗ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВИХ ЗМІН В ЕКОСИСТЕМАХ РАЙОНІВ СМІТТЄЗВАЛИЩ МУНІЦИПАЛЬНИХ ВІДХОДІВ З ЗАСТОСУВАННЯМ ДИСТАНЦІЙНИХ І ГІС-ДАНИХ	17
ДМИТРУХА Т.І., МАДЖД С. М., ПЕТРУСЕНКО В. П., ПОЛИВ'ЯН Ю.В, РОШКА Д. В.	ОЦІНКА НЕБЕЗПЕКИ АЗОТОВМІСНИХ СПОЛУК В ЗОНІ АЕРОПОРТУ «КИЇВ»	22
МАШКОВ О.А., САВЬЮК Л.М. СУРОВЦЕВ О.Ю.	НАПРЯМИ КОМПЛЕКСНОГО ЗАСТОСУВАННЯ ФОРМАЛЬНОГО МЕТОДУ EVENT-В ДЛЯ РОЗРОБКИ СИСТЕМ ЕКОЛОГІЧНОГО УПРАВЛІННЯ	29
ВИГОВСЬКА Г.П., ГОРОБЕЙ М.С., ДЕНИСЕНКО І.Ю., ПЕЧЕНИЙ В.Л.	НАУКОВІ ПІДХОДИ ДО УДОСКОНАЛЕННЯ РЕГУЛЮВАННЯ ПОВОДЖЕННЯ З ПОЛІХЛОРОВАНИМИ ДИФЕНІЛАМИ (ПХД) В УКРАЇНІ	43
ЧЕРНЯК Л.М., ПАВЛОВА М.С., ГРЕЧАНІЙ Д.О., ЯРЕМЧУК Л.О.	АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ ПРОБЛЕМИ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ НА ТЕРИТОРІЇ АЕРОПОРТУ	52
ІВАЩЕНКО Т. Г., ШУСТЬ В.І., ГУЛЕНКО О. Б.	ВИЗНАЧЕННЯ ВПЛИВУ МІСЦЯ ВИДАЛЕННЯ ВІДХОДІВ (ЗБЕРІГАННЯ ЗОЛОШЛАКІВ) ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» НА ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ, ҐРУНТУ, ПОВЕРХНЕВИХ ТА ПІДЗЕМНИХ ВОД	57
УЛИЦЬКИЙ О.А., ЯРОЩУК Д.А., БОЙКО К.Є.	МЕТОД ЗНЕЗАРАЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ПРИ ОБРОБЦІ ПЛАЗМОЮ ЕЛЕКТРИЧНОГО РОЗРЯДУ	74
ПЕТРУК В. Г., МАШКОВ О. А., ПЕТРУК Р. В., ГУРА К.Ю	МЕТОДОЛОГІЯ ІНТЕГРОВАНОГО УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ПРИРОДООХОРОННИХ СИСТЕМ	82
ФРОЛОВ В. Ф., КОНОВАЛОВА А.О., КЛИМЕНКО Р.Р.	ДО ПИТАННЯ ВПЛИВУ МІКРОГРАВІТАЦІЇ НА ЛЮДСЬКИЙ ОРГАНІЗМ ТА РОСЛИННІСТЬ	93
RADOMSKA M.M, MUSHTA M.A., NAZARKOV T.I.	PROTECTING URBAN PLANT ASSOCIATIONS FROM THE PRESSURE OF CLIMATE CHANGE TO SUPPORT THE ECOSYSTEM SERVICES	99

УДК 622.5:504.4.054

ДИНАМІКА ЗАБРУДНЕННЯ РІЧОК ЛУГАНЩИНИ ШАХТНИМИ ВОДАМИ В СУЧАСНИХ УМОВАХ

Улицький О.А., Д'яченко Н.О., Дятел О.О.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
olegulytsky@gmail.com,
natalidyachenko1969@gmail.com,
alexandr_dyatel@ukr.net

У роботі представлені результати аналізу динаміки забруднення річок Луганської області, яка склалася у зв'язку з неконтрольованим затопленням шахт, що перебувають на непідконтрольних Уряду України територіях, а також пропозиції щодо очищення та використання шахтних вод в технологічних процесах.

Оцінена динаміка обсягів скидання шахтних вод шахт «Золоте», «Карбоніт», «Тошківська» та «Гірська» в річкову мережу за період 2017-2020 р.р та їх мінералізації. Виявлено, що обсяг скидання шахтних вод у річкову мережу з ш. «Золоте» збільшився в 1,5 рази, а мінералізація на третину від первісної. Отримані результати свідчать про додаткове навантаження не тільки на діяльність підприємства, але й на забруднення водної екосистеми (неконтрольоване затоплення суміжних шахт непідконтрольних територій). Виявлено підвищення рівня екологічної небезпеки природно-територіального комплексу. Встановлено, що найбільш техногенне навантаження випробовують річки з малою водністю (р. Комишуваха, Біленька), які практично втратили свій природний стан. Основним негативним наслідком впливу техногенних вод на поверхневі води є їх засолення, викликане підвищенням концентрацій солеутворюючих компонентів – сульфатів, іонів кальцію і магнію. Аналіз результатів аналітичного контролю вмісту хлоридів в р. Комишуваха вище скидання шахти «Золоте» та нижче скиду свідчить про збільшення мінералізації в 1,5 рази. Показник вмісту заліза і магнію після скидання шахтних вод збільшився на 65-77% відповідно. Проведений в роботі аналіз фактичних моніторингових даних показав дивовижну збіжність

отриманих показників і прогностичних розрахунків. Оцінка ступеня екологічного неблагополуччя р. Верхня Біленька виявила збільшення концентрації амоній і нітрит іонів за період з 2017-2019 рр. Концентрація сульфат іонів демонструє тимчасову сталість.

Ключові слова: мінералізація, Луганська область, шахти, екологічна небезпека, забруднення.

Assessing the pollution of rivers in luhansk region by mine waters. Ulytskyi O.A., Diachenko N.O., Diatel O.O.

This paper presents the results of the analysis of river pollution in the Luhansk region, which occurred due to uncontrolled flooding of mines in the territories currently not controlled by the Ukrainian government. The results of the analysis indicate pollution of the aquatic ecosystem, as well as an increase in the level of ecological danger of the territorial complex. The main negative consequence is the salinization of surface waters caused by increasing concentrations of salt-forming components: sulfates, calcium and magnesium ions. The authors propose ways to treat and use mine water in technological processes.

For the period of 2017-2020, the mineralization and dynamics of the mine waters discharge volumes into the river network from the mines «Zolote», «Karbonit», «Toshkivska» and «Girska» were assessed. It was revealed that the volume of mine water discharge into the river network from «Zolote» mine increased by 1.5 times, and mineralization by a third of the original. The results obtained indicate the load not only on the activities

of the enterprise, but on the pollution of the aquatic ecosystem (uncontrolled flooding of adjacent mines in uncontrolled territories). An increase in the environmental hazard level of the natural-territorial complex was revealed. It has been established that the rivers with low water content (rivers Komishuvakha, Bilenka), which have practically lost their natural functions, are experiencing the greatest technogenic load. The main negative consequence of the influence of technogenic waters at surface waters is their salinization, caused by an increase in the concentration of salt-forming components. The analysis of the results of chloride content analytical control in the river Komishuvakha, above and below the discharge of «Zolote» mine indicates an increase in mineralization by 1.5 times. The content of iron and magnesium after the discharge of mine waters increased by 65-77%, respectively. The analysis of the actual monitoring data carried out in the work showed an amazing convergence of the obtained indicators and forecast calculations. Assessment of the ecological disadvantage degree of the river Verkhnya Bilenka showed an increase in the concentration of ammonium and nitrite ions for the 2017-2019 period. The concentration of sulfate ions shows a temporary persistence.

Keywords: mineralization, Luhansk region, mines, environmental safety, pollution.

Постановка проблеми. Луганська область відноситься до числа маловодних регіонів, де підприємства та населення відчувають гострий дефіцит води. Окрім того, за останній час вартість води значно зросла. При цьому, при нестачі питної води в регіоні, значна її кількість витрачається за технічним призначенням. Основна частина виробництва на сході України припадає на вугледобувну, коксохімічну, хімічну промисловість та металургію.

Військовий конфлікт на сході України призвів до непрямого небезпечного впливу бойових дій на усі екологічні складові довкілля, у т. ч. на поверхневі і підземні води, тому що значно збільшилися ризики виникнення аварійних ситуацій на вугільних підприємствах, що розташовані поблизу лінії зіткнення. Основна небезпека в умовах конфлікту пов'язана з можливістю забруднення навколишнього середовища через аварії та неконтрольоване затоплення суміжних шахт на територіях.

Прикладом цього занепокоєння є Первомайська та Лисичанська групи шахт (ПЛГШ), зокрема шахта «Золоте». Суміжна шахта «Родіна», що знаходиться на лінії розмежування та затоплюється без належних заходів контролю завдяки прийому води з суміжних шахт на неконтрольованих територіях, безпосередньо впливає на функціонування та виробничу діяльність ПЛГШ. Поширеність випадків перетікання шахтної води через раніше непроникні цілики при затопленні пустотного простору свідчить про необхідність врахування потенційної можливості та фактичного припливу значних обсягів шахтних вод (ШВ) в гірничі виробки діючих шахт при плануванні експлуатації або ліквідації гірничодобувного підприємства.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Понад 35 шахт регіону затоплюється або вже повністю затоплені та не підлягають подальшій експлуатації. Частина пошкоджених або зупинених шахт на Донбасі було демонтовано [1]. Це одна з основних причин потенційного забруднення підземних та поверхневих вод при їх контакті з шахтними водами, забрудненими, зокрема, залізом, хлоридами, сульфатами, іншими мінеральними солями й важкими металами.

Найбільш значне навантаження припадає на річки Нижня та Верхня Біленька та Комишуваха, куди безпосередньо скидаються шахтні води.

За даними порівняльного аналізу [2] середнього вмісту сольових інгредієнтів (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+}), річкові води України практично по усіх складових у чотири рази перевищують вміст сольових компонентів річкових вод світу. Інтенсивність зростання антропогенних джерел і стоків в межах промислових агломерацій України (витоку, фільтрації зі ставків та шламонакопичувачів й відстійників, прямий скид у поверхневі водні об'єкти використаної в технологічних цілях забрудненої води, комплексний водозабір і створення штучних дренажних систем) змінило не тільки систему природного водообміну, а й призвело до зміни якості і хімічного складу води зони активного водообміну та її загальної мінералізації [3-5].

Дослідження [6] на території долин річок: Лугань, Лозова, Санжарівка, Комишуваха, Червона, а також по численних балках і ярах тимчасових

водотоків навколо останніх, показали, що режим річок регіону штучно змінений створеними в них водоймами – ставками та водосховищами, а також скидами шахтних вод (ШВ). На думку авторів, скиди ШВ в р. Лугань складають переважну частину річкового стоку. Саме тому основна частка забруднюючих речовин за сольовим складом – шахтні води, за органічними сполуками – комунальне господарство, за солями важких металів – промисловість.

Постійне системне виконання природоохоронних заходів діючими підприємствами вугільної промисловості України, покликане покращити якість хімічного складу ШВ та привести до стабілізації показників. В останні роки, забезпечення безперервного очищення і знезараження ШВ у зв'язку з введенням податкового збору, призвело до значного зниження кількості забруднюючих речовин, що скидаються у природні об'єкти. Але бойові дії внесли свої корективи щодо заходів зі зниження рівня екологічних ризиків.

Постійний приплив «додаткової води» на шахту «Золоте» створює загрозу небезпечного збільшення забруднюючих речовин та велике навантаження на річки Луганщини при скиданні шахтних вод у річкову мережу. Другий небезпечний фактор – загроза підтоплення територій. Присутність гідравлічного зв'язку шахти «Золоте» із суміжними шахтами, існуючими в режимі затоплення, створює ще й небезпеку прориву води, а також виникнення додаткових зрушень в відпрацьованій товщі гірських порід. Дослідження у таких умовах ще не проводилися.

Мета роботи. Аналіз існуючого стану забруднення підземних та поверхневих вод Луганської області внаслідок неконтрольованого затоплення гірничодобувних підприємств, що знаходяться на тимчасово не контрольованих територіях, а також розроблення пропозицій щодо забезпечення екологічної безпеки малих річок та ресурсозбереження.

Результати дослідження. Ділянка розташована у межах міст Гірське, Тошківка та Золоте та прилеглих до них територій Первомайської міської ради Попаснянського району Луганської області. Крайньою південно-східною межею пілотної ділянки є безпосередньо лінія розмежування

на сході України. Практично 70% від загальної кількості шахт Луганської області розташовується в межах Центрального гідрогеологічного району. Гідрографічна мережа представлена р. Комишуваха (ліва притока р. Лугань) та р. Сіверський Донець.

Досліджувана територія в орографічному відношенні приурочена до північного крила Головного Донецького вододілу і у рельєфі представлена піднесеною рівниною, розчленованою крутобережними балками та ярами. Для господарсько-питного водопостачання використовуються ґрунтові води і води крейдяно-мергельного водоносного горизонту. Ґрунтові води досліджуваної території мають повсюдне поширення в днищах великих балок і долинах річок Лугань, Лозова, Комишуваха та їх притоках. Водовмісні породи - суглинки, супіски, пісковики. Переважно глинистий склад і незначна потужність (до 15 м) алювіальних відкладів не дозволяють утримувати великі запаси води. Водоносний горизонт безнапірний, гідравлічно пов'язаний з поверхневими водами та нижчими водоносними горизонтами. Його живлення відбувається за рахунок інфільтрації атмосферних опадів, припливу з боку бортів долин у період паводків за рахунок поверхневих вод.

Водоносність четвертинних відкладів незначна і залежить в основному, від пори року. Водоносні горизонти палеогенових відкладів живлять ряд джерел з дебітом 0,7-1,5 м³/год. Хімічний склад вод четвертинних відкладів різноманітний, переважно гідрокарбонатно-хлоридно-сульфатний, магнієво-кальцієво-натрієвий. Води горизонту слабо лужні (рН 7,0 - 7,8), мінералізація води змінюється від 1,5 до 4,0 мг/дм³, загальна жорсткість – від 12,0 до 33,0 моль/дм³. Води четвертинного водоносного горизонту є незахищеними від хімічного і мікробного забруднення. Вони схильні до інтенсивного забруднення в результаті інфільтрації стічних вод на територіях промислових майданчиків численних вугледобувних підприємств регіону і з поверхневих водойм та водотоків, куди здійснюється скидання стічних вод промислових підприємств.

Підземні води району приурочені до: елювіально-делювіальних відкладів четвертинного віку, тріщинуватих мергелів і пісковиків палео-

гену, тріщинуватих мергелів крейди, карбону.

Склад і властивості ШВ залежать від безлічі факторів. Наприклад, від складу і властивостей підземних вод та водовміщуючих гірських порід, від гірничо-геологічних та гірничотехнічних умов, клімату, рельєфу тощо. Шахтні води відрізняються великою різноманітністю хімічного складу, непридатні для пиття і мають властивості, що виключають їх використання в техніч-

них цілях без попередньої обробки. Саме тому, необхідно проводити оцінку об'ємів та хімічного складу відведених стоків у водойми.

Оцінка існуючого стану забруднення малих річок Луганщини шахтними водами на лінії зіткнення неможлива без аналізу первинних складових – оцінки динаміки фактичних об'ємів скидання шахтових вод ПЛГШ у річкову мережу за останні роки та їх мінералізації (рис. 1, а-в).

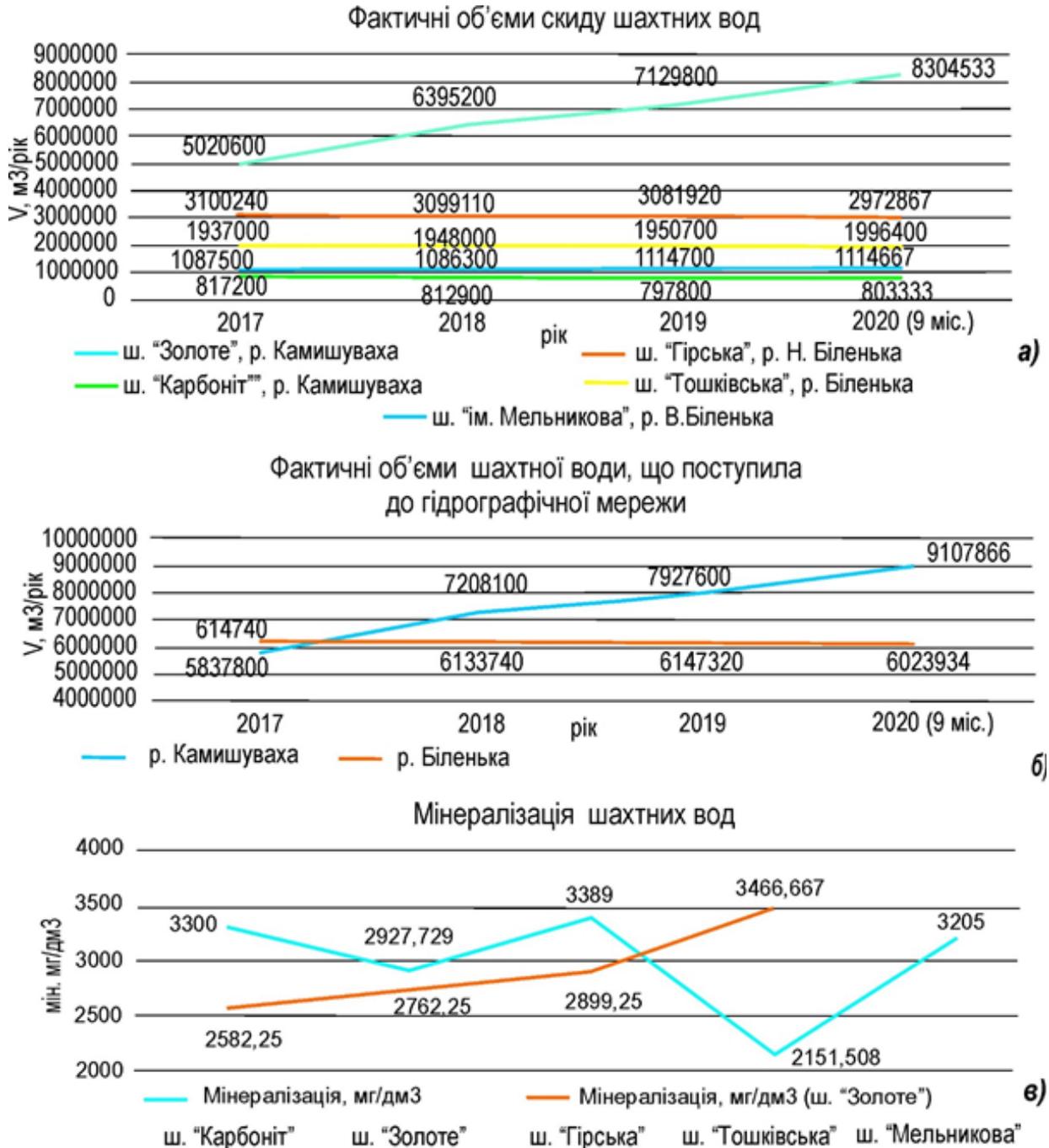


Рис. 1 – Результати моніторингу: а – фактичного об'єму скиду ШВ за окремими шахтами; б – фактичного об'єму ШВ, що поступили до річок Камишуваха та Біленька; в – показників мінералізації ШВ за окремими шахтам згідно даних наданих підприємствами

Дані моніторингу (рис. 1, а) свідчать про те, що об'єми скидання ШВ з шахт «Гірська», «Тошківська», «Карбоніт» та «ім. Мельникова» практично однакові протягом чотирьох років, тобто їх можна прийняти як константу.

Але постійне збільшення об'ємів шахтної води, що скидається у річкову мережу (р. Комишуваха – ліва притока р. Лугань) з шахти «Золоте» практично у 1,5 разів (рис. 1, б), створює додаткове навантаження не тільки на виробничу діяльність підприємства, але й має загрозливий вплив у забруднення водної екосистеми, що призводить до підвищення рівня екологічної небезпеки природно-територіального комплексу. Показник мінералізації збільшився за 4 роки майже на 900 мг/дм³, тобто на третину від початкового (рис. 1, в).

На більшості промислових підприємств, включаючи вугільні шахти, контроль якості забруднених вод, які скидаються в поверхневі водойми, проводиться за комплексом гідрохімічних показників (табл.1).

Забір води для аналітичних досліджень відбувався у серпні 2018 року [7]. Загальноприйнятого методу комплексної оцінки забрудненості

поверхневих водних об'єктів не існує. Тому з великої кількості запропонованих нині методів потрібно вибирати той, що краще за інші відповідає поставленим цілям та завданням дослідження, а саме статистична оцінка моніторингових спостережень.

Особлива небезпека «додаткової води» – неможливість очисних споруд прийняти шахтні води в повному обсязі (нестача об'ємів відстійників), що зумовлює зокрема, прямий скид неочищених ШВ у річкову мережу (рис. 2, а).

У нашому випадку проаналізовані хімічні показники в ланцюжку збирання та відведення ШВ, який включає: підземний водозбірник (шахтні води), води після очисних споруд та, аналогічні показники поверхневих вод (до та після місця скиду ШВ після очищення). На підставі даних про значення гідрохімічних показників, за якими величини перевищення або близьких до гранично допустимих концентрацій (ГДК) є найбільшими, а саме: наявність завислих речовин, хлоридів, сульфатів, сухого залишку, марганцю, заліза – проаналізовані результати моніторингових досліджень динаміки хімічного складу вод на усіх етапах вищезгаданого ланцюжка (рис. 2, б-г). Слід зауважити, що для підвищення рівня еколо-

Таблиця 1

Результати моніторингових досліджень проб води (шахтні, поверхневі)

№ з/п	Назва показників	Одиниці виміру	Місце та точки відбору				ГДК
			р. Комишуваха вище скиду (50 м)	Затоплені гірничі роботи	Після очисних споруд	р. Комишуваха нижче скиду	
1	Азот амонійний	мг/дм ³	в/з	0,5	0,05	в/з	0,5
2	Кальцій	мг/дм ³	110	373	361	250	н/в
3	Магній	мг/дм ³	79	158	170	140	н/в
4	Залізо загальне	мг/дм ³	0,2	0,95	0,38	0,33	0,2
5	Хлориди	мг/дм ³	170	294	264	227	250
6	Нітрати	мг/дм ³	0,19	0,05	0,04	0,23	0,5
7	Нітрити	мг/дм ³	0,19	19,2	2,16	14,5	50
8	Сульфати	мг/дм ³	733	1997	1965	1541	250
9	рН	од.рН	7,3	7,05	7,2	7,8	6,5-8,5
10	Мінералізація	мг/дм ³	1849	4079	3953	3166	

Примітка. Жирним шрифтом виділені показники, що перевищують ГДК

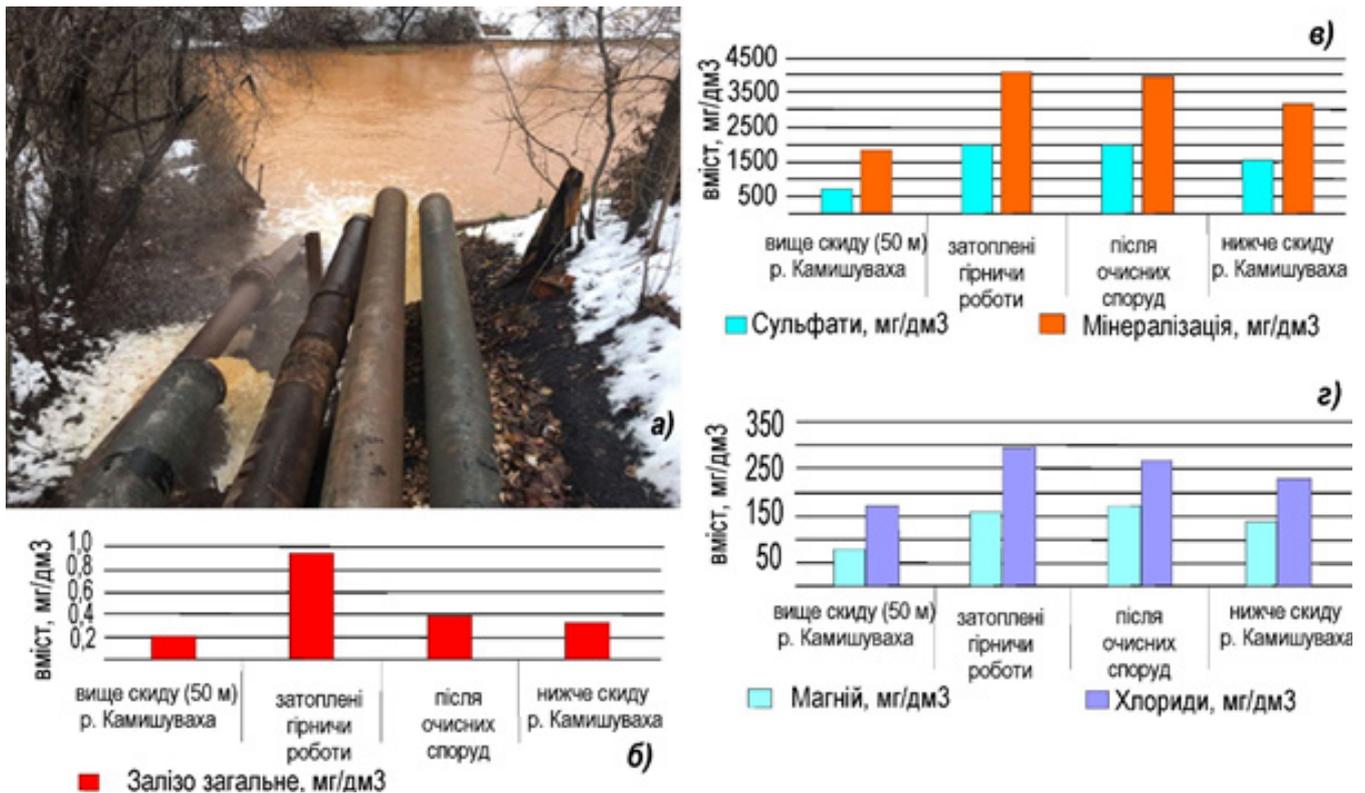


Рис. 2 – Результати аналізу моніторингових досліджень показників забруднення з деталізацією скиду шахтної води (ш. «Золоте») у горизонтальний відстійник (а)

гічної безпеки скиду забрудненої шахтної води у водойми шляхом видалення з неї грубодисперсних домішок на вугільних підприємствах України застосовуються горизонтальні відстійники. Ефективність роботи яких щодо видалення дисперсної фази, здебільшого, складає близько 30% [4]. При цьому видаляються переважно грубі фракції, а дрібнодисперсні скидаються у водойми. У підземних водах залізо перебуває у формі бікарбонату закису ($\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$). У воді відкритих водойм залізо може міститися у різних формах: у розчиненому вигляді – $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$, у вигляді колоїдальної суспензії (комплексні залізоорганічні сполуки) та у формі суспензії або осаду – $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Природні води містять залізо, причому вміст його коливається у межах: від слідів до кількох міліграмів і більше на 1 л води. Якщо карбонату заліза міститься понад 0,2 мг/л води, він швидко окислюється киснем повітря і випадає в осаді $\text{Fe}(\text{OH})_3$, спричинюючи забарвлення і каламуть води (рис.2, а). Саме тому концентрації Fe, Mg зменшуються після відстоювання за умови розбавлення шахтної води ґрунтовими водами, сезонними опадами та поверхневими стоками.

Частка поверхневого стоку в загальному обсязі стічних вод, що скидаються у вугільній промисловості становить 2% [8]. В той же час, завислі речовини, що містяться в шахтній воді, за рахунок їхньої здатності адсорбувати важкі метали, відіграють істотну роль у забрудненні прилеглих водних об'єктів. Однак, не дивлячись на такі перетворювання, показник вмісту заліза та магнію у р. Комишуваха до та після скидання шахтних вод збільшився на 65-77% відповідно. Підвищений вміст заліза надає воді неприємного чорнильного кольору, а в сполучі з гуміновими речовинами – болотного (рис. 2, а).

Аналіз результатів аналітичного контролю вмісту хлоридів у р. Комишуваха вище скиду з шахти «Золоте» та нижче скиду шахти свідчить про те, що показник збільшився в 1,5 рази (рис. 2). Схожі результати аналітичного контролю у роботі [9] показали, що вміст хлоридів в р. Кальміус вище скидання шахти «ім. Засядька» (Донецьк) – 333 мг/л, а нижче скиду шахти – 549 мг/л (збільшення в 1,6 рази). Тобто така тенденція має закономірний та більш того, тривалий характер.

Переважання хлорид-іонів здійснюється за рахунок надходження в гірничі виробки хлорид-

но-натрієвих вод з більш глибоких водоносних горизонтів відповідно до вертикальної гідрохімічної зональності підземних вод [10]. Водорозчинні хлориди в техногенних потоках мають більш значиму роль ніж сульфати і карбонати. Це пояснюється тим, що хлориди як найбільш рухливі мігранти, створюють зовнішній контур техногенного ореолу. При цьому, карбонати, володіючи найменшою рухливістю фіксуються поблизу джерела забруднення. Мігруючи трохи далі від джерела забруднення, фіксуються сульфати. Така структура розподілу солей, відповідає теоретичному ряду розчинності солей.

За вмістом сульфатів, шахтні води і вода в р. Комишуваха нижче скиду – агресивна (сульфатів більше 800 мг/л). У ШВ сульфат-іони накопичуються в результаті окислення піриту, що і призводить до підкислення води та підвищення її мінералізації. У поверхневі води сульфати надходять переважно за рахунок процесів хімічного вивітрювання і розчинення сірковмісних мінералів, здебільшого гіпсу та ангідриду. Значні кількості сульфатів надходять у водні об'єкти в процесі відмирання організмів і з промисловими і побутовими стічними водами. У нашому випадку при збільшенні мінералізації вони схильні до утворення асоційованих нейтральних іонних пар типу CaSO_4 , MgSO_4 . Вміст сульфатів у незабруднених річкових водах і водах прісних озер залежить від їх географічного розташування та

зазвичай знаходиться в межах від 5 до 500 мг/дм³ (в 3-4 рази менше ніж у р. Комишуваха).

За прогнозними розрахунками зміни гідрохімічної обстановки в шахтах «Голубівська», «Первомайська» (неконтрольована територія) та «Родіна» внаслідок затоплення очікування збільшення значень показників сольового складу ШВ має показник 20-70% (за винятком вмісту хлоридів). У шахтах «Первомайська» та «Родіна» очікується двократне зростання вмісту органічних речовин та гідрокарбонатів [11]. Проведений в роботі аналіз фактичних моніторингових даних показав дивовижну збіжність фактичних показників і прогнозних розрахунків.

Відбувається сталий розвиток осередків забруднення підземних і поверхневих вод та стійке зростання їх мінералізації. Отже, площа розвитку прісних підземних вод скорочується.

Оскільки основним матеріалом для оцінки антропогенних змін водних ресурсів, насамперед річкового стоку і якості вод, служать низка спостережень, що отримані на гідрологічних постах [12], у проведених дослідженнях приділена увага оцінці ступеня екологічного неблагополуччя р. Верхня Біленька (скидання шахтних вод з відстійників шахти «ім. Мельникова») завдяки перерахунку фактичних концентрацій забруднювачів у співвідношенні до ГДК (коефіцієнт підвищення ГДК - $K_{\text{ГДК}}$) (рис. 3).

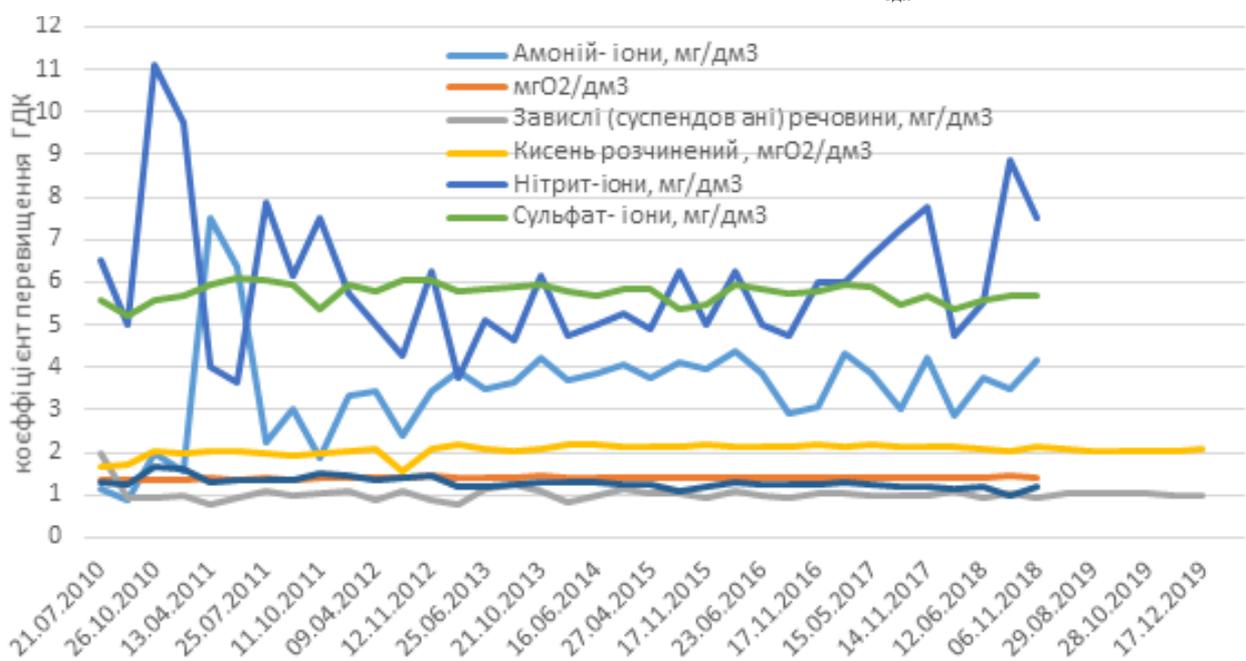


Рис. 3 – Графічне зображення $K_{\text{ГДК}}$ забруднювачів у р. Верхня Біленька (1 км від м. Лисичанськ)

За виключенням $K_{гдк}$ нітрит та амоній-іонів, прийняті до аналізу показники інших забруднювачів, практично не змінюються протягом багатьох років. При цьому, слід звернути увагу, що зниження $K_{гдк}$ нітрит та амоній-іонів спостерігалось протягом 2014-2016 років, коли у зв'язку зі ситуацією, що склалася на Сході, відбувся спад промислової та сільськогосподарської активності.

Проведені у роботі дослідження узагальнюють тенденції антропогенних змін водних ресурсів, насамперед річкового стоку і якості вод внаслідок скидання ШВ. Також свідчать про те, що з кожним роком, особливо в умовах відсутності постійного контролю в умовах бойових дій, навантаження від забруднення неочищеними стічними водами постійно зростає.

Для покращення ситуації що склалася, доцільним рішенням є ефективне очищення ШВ, та можливість їх використання у технологічних процесах підприємств та інших галузей промисловості або сільського господарства. Понад 70% загального споживання води шахтою складає питна вода, що використовується для зрошення гірничих виробок в адміністративно-побутових комбінатах, котельних, компресорних і холодильних установках. І лише незначна частина ШВ, що підіймається на поверхню, використовується для технологічних цілей у гірничих виробках [13]. Цю ситуацію потрібно змінювати та переходити до режиму ресурсозбереження.

ВИСНОВКИ. За результатами проведеної оцінки динаміки фактичних обсягів скидання шахтних вод шахт «Золоте», «Карбоніт», «Тошківська» та «Гірська» в річкову мережу за період з 2017 по 2020 роки і їх мінералізації, виявлено, що обсяг скидання шахтних вод у річкову мережу з ш. «Золоте» збільшився в 1,5 рази, інші підприємства – без змін. При цьому, показник мінералізації шахтних вод за цей період збільшився на третину від початкового. Це свідчить про створення додаткового навантаження не тільки на виробничу діяльність підприємств, а й про забруднення водної екосистеми через неконтрольоване затоплення суміжних шахт на територіях, які не контролюються Урядом. Останнє призводить до підвищення рівня екологічної небезпеки природно-територіального комплексу. Встановлено, що зміни гідрохімічної обстановки

в малих річках Луганщини внаслідок затоплення вугільних розрізів на неконтрольованих територіях збільшили значення показників сольового складу майже на 40-50%, при цьому збільшення значень показників у ШВ до 50-70%. Доведено, що найбільше техногенне навантаження випробовують річки з малою водністю (низька розбавляюча здатність) – р. Комишуваха, Біленька, які практично втратили свої природні функції. Основним негативним наслідком впливу техногенних вод на поверхневі води річки є їх засолення, яке викликане концентрацією солеутворюючих компонентів – сульфатів, іонів кальцію та магнію. Проведений в роботі аналіз фактичних моніторингових даних показав дивовижну збіжність отриманих показників і прогнозних розрахунків.

ЛІТЕРАТУРА

1. Оцінка екологічної шкоди та пріоритети відновлення довкілля на сході України. – К.: ВАІТЕ, 2017. – 88 с.
2. Яковлев В.В. Закономірність формування сольового складу природних вод зони активного водообміну України / В.В. Яковлев // Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Харків, 2015, випуск 43. – С. 93-100.
3. Лютий Г.Г. Різник Т.О. Оцінка впливу вугільних підприємств на річковий стік по території Донбасу. Зб. наук. праць УкрДГРІ, 2006. – №1. – С. 96-101.
4. Кулікова Д.В. Визначення рівня екологічної безпеки поверхневих водойм вугледобувного регіону за комплексом гідрохімічних показників якості води. Екологічна безпека та природокористування, 2016. – № 3–4. – С. 70-80.
5. Улицький О.А., Д'яченко Н.О., Бойко К.Е. та ін. Оцінювання екологічної небезпеки впливу шахтних вод ставка-накопичувача б. Таранова на водне середовище Західного Донбасу. Екологічні науки, 2021. – Вип. 1 (34). – С. 25-32.
6. Удалов И.В. Гидрохимическая характеристика поверхностных и грунтовых вод Лисичанского и Алмазно-Марьевского геолого-промышленных районов северо-восточного Донбасса. Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Геологія. Географія», 2014.

- Вип. № 15. – С. 2-11.
7. Звіт про відбір проб води зі спостережних свердловин, які розташовані на території Луганської області. Державна служба геології і надр України, «Схід ДРГП». – Слов'янськ, 2018. – 85 с.
 8. Долина Л.Ф. Сточные воды предприятий горной промышленности и методы их очистки. Справочное пособие. Днепропетровск: Молодежная экологическая лига. – 2000. – 61 с.
 9. Исследование качества поверхностных вод в Днепропетровской и Донецкой областях. Годовой отчет по проекту «Дана». Днепропетровск, 1998. – 67 с.
 10. Посохов Е.В. Формирование химического состава подземных вод. Л.: Гидрометеорологическое издательство, 1969. – 335 с.
 11. Стан басейну Сіверського Дінця та фактори впливу в умовах військових дій. Технічний звіт. Київ: Міністерство екології та природних ресурсів України. Координатор проєктів ОБСЄ в Україні, 2018. – 86 с.
 12. Державне агентство водних ресурсів України. Результати діагностичного моніторингу <http://www.sdbuvr.slav.dn.ua/>
 13. Виговська Д.Д., Виговський Д.Д., Пікульова Т.П. Досвід очищення шахтних вод на прикладі шахти «Білозерська». Вісті Донецького гірничого інституту, 2012. – №1(30)-2(31). – С. 117-125
-
-
-

ПЕРСПЕКТИВИ ЗАСТОСУВАННЯ ФІТОТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ ВІДНОВЛЕННЯ СТАНУ ЗАБРУДНЕНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Ісаєнко В.М.

Національний авіаційний університет
просп. Любомира Гузара, 1, 03058, м. Київ

Маджд С.М.

Державна екологічна академія післядипломної освіти і управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ
madzhd@ukr.net

В статті наведено результати аналізу застосування фітотехнологій для відновлення якісних характеристик антропогенно забруднених водних об'єктів. Доведено, що технології, з використанням вищих водяних рослин є перспективним, ефективним, екологічно та економічно обґрунтованим методом очищення поверхневих водойм. Авторами вперше розраховано індекс толерантності, транслокаційний та біоконцентраційний чинники для рослин-гіперакумуляторів, що використовуються у процесі конструювання фітотехнологій. Показано, що серед макрофітів – складових фітотехнологій, основною рослиною-гіперакумулятором металів токсичної дії є очерет звичайний (*Phragmites australis*). Обґрунтовано доцільність застосування очерету звичайного в конструкції біоплато для очищення водойм від металів токсичної дії.

Ключові слова: водний об'єкт, фітотехнології, метали токсичної дії, вищі водяні рослини, рослини-гіперакумулятори.

Prospects of application of phytotechnologies to restore the condition of polluted water bodies. Isaienko V, Madzhd S.

In this paper, the results of the analysis of the use of phytotechnology for restoration of qualitative characteristics of anthropogenically polluted water bodies are presented. It has been proven that technology utilizing higher aquatic plants is a promising, efficient, environmentally friendly and cost-efficient method of surface water purification. The authors calculate the tolerance

index, translocation and bioconcentration factors for plants-hyperaccumulators used in the design of phytotechnology. It is shown that among macrophytes (components of phytotechnology), the main plant-hyperaccumulator of toxic metals is common reed (*Phragmites australis*). The expediency of using common reed in the design of a bio-plateau to purify reservoirs from toxic metals is substantiated.

Keywords: water body, phytotechnology, toxic metals, higher aquatic plants, plants-hyperaccumulators.

Загальна суть проблеми. Антропогенне забруднення водного середовища сполуками металів токсичної дії останніми роками набуло характеру глобальної екологічної загрози [1-9]. В провідних країнах світу, для відновлення якісних характеристик антропогенно зміненого водного середовища, широкого впровадження набув перспективний метод фіторемедіації, який базується на природних механізмах деструкції забруднюючих речовин антропогенного походження. Даний метод більш відомий під назвою «Artificial Wetland» [10].

Широкого практичного застосування дана фітотехнологія отримала за рахунок того, що вона більш екологічно безпечна та економічно обґрунтована порівняно з традиційними фізико-хімічними методами відновлення якості забрудненого водного середовища.

До фіторемедіації відносяться: *ризофільтрація* – базується на осадженні сполук металів

токсичної дії на кореневій системі рослин та їх абсорбції коренями; *фітоволотилізація* – зводиться до накопичення сполук металів токсичної дії в рослинній біомасі та їх виведення через продиhi під час процесу транспірації; *фітодеградація* – базується на здатності хелатуючих агентів (органічні кислоти, амінокислоти та їх похідні) зв'язувати та інактивувати сполуки металів токсичної дії в тканині біомаси рослин; *фітоекстракція* – заснована на процесах поглинання, переміщення кореневою системою рослин сполук металів токсичної дії до їх наземних частин; *фітостабілізація* – зводиться до безпосередньої інактивації сполук металів токсичної дії шляхом сорбції, осадження, утворення комплексів металів токсичної дії з хелаторами або за рахунок зниження їх біодоступності в результаті пониження валентності [11].

До переваг фітотехнологій відносять:

- екологічну безпечність (не використовуються хімічно небезпечні речовини);
- низьку собівартість (не потребує високо-вартісного обладнання та високоспеціалізованих фахівців);
- зниження концентрацій забруднюючих речовин в середовищі;
- широкий спектр дії (метали токсичної дії, радіонукліди, органічні та неорганічні забруднювачі);
- утворення залишків рослинної біомаси придатних для вторинної переробки;
- естетичність (відновлює антропогенно порушені ландшафти) [12].

Аналіз результатів досліджень авторів [2,6,10,13], пов'язаних з особливостями використання вищих водяних рослин для відновлення стану водних об'єктів показав, що нагромадження сполук металів токсичної дії вищими водяними рослинами відбувається найбільш інтенсивно протягом першої доби. Занурені макрофіти накопичують більш інтенсивно метали токсичної дії порівняно з плавучими та частково зануреними рослинами. До того ж, у середовищі різні метали токсичної дії, при однаковій концентрації, поглинаються рослинами по-різному.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Автори [14-16] в своїх працях зазначають, що

технологія з відновлення якості антропогенно забрудненого водного середовища від основних забруднюючих речовин – сполук металів токсичної дії слід розділити на два етапи: безпосередня фітореамедіація та знешкодження відпрацьованої фітомаси.

Перспективними вищими водяними рослинами-акумуляторами металів токсичної дії є очерет звичайний (*Phragmites australis*), очерет озерний (*Schoenoplectus lacustris*), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*), рогіз широколистий (*Typha latifolia*), лепешняк (родина *Glyceria*), півник болотний (*Iris pseudacorus*), різні види осоки – осока водяна (*Carex aquatilis*), очеретянка звичайна (*Phalaroides arundinacea*) [17].

Науковці встановили, що різні види рослин-геперакумуляторів здатні поглинати ті чи інші забруднюючі речовини, а саме, сполуки металів токсичної дії з навколишнього середовища, здебільшого, через кореневу систему [18]. Також було визначено, що накопичення можливе і через водяні пори, продиhi, кутикулярні тріщини, сочевички, ектодерми, не плазматичні канали що розташовані між допоміжними та захисними клітинами в кутикулярній мембрані або в епідермальній клітинній стінці листової пластини.

В роботі [19] детально вивчене питання швидкості поглинання забруднюючих речовин кореневою системою рослин-акумуляторів, залежно від абіотичних (температури, рН, аерації, вологості) та біотичних (виду, розміру рослин, типу їх кореневої системи) чинників. Автори [20] встановили, що важливу роль в процесі деструкції забруднюючих речовин має також мікробне оточення навколо кореня. Автором [21] було доведено, що клітини *Saccharomyces cerevisiae* здатні синтезувати фітохелатини – метал-зв'язуючі пептиди, що беруть участь в секвестрації, в процесі якої у цитоплазмі клітин відбувається зв'язування іонів металів. До того ж доведено, що синтез фітохелатинів є основною відповіддю рослин на дію металів токсичної дії.

Питання знешкодження відпрацьованої фітомаси вирішується шляхом компостування рослинного матеріалу для подальшого удобрення ґрунту, попередньо вилучивши метали токсичної дії або переробки її з отриманням біогазу.

Метою статті є аналіз особливостей застосування методу фітореамедіації при відновленні якісних характеристик антропогенно забрудненого водного середовища важкими металами та оцінка ефективності застосування фітотехнологій.

Виклад основного матеріалу досліджень.

Для оцінювання ефективності застосування перспективних видів рослин в фітотехнологіях використовуються різні показники, найбільш ефективним є показник толерантності рослин до металів (Cd, Zn, Pb), який кількісно визначається через індекс толерантності (ІТ) [23]:

$$IT = \frac{M_M}{M_K}, \quad (1)$$

де M_M – вага сухої біомаси рослин, що вирощена при додаванні металів токсичної дії, г;

M_K – вага сухої біомаси контрольної рослини, що вирощена в розчині Хогланда, г.

Встановлення показника толерантності рослин до металів токсичної дії виконується окремо для пагонів, кореневої системи та біомаси в цілому. Визначення ІТ для рослин, структурних складових фітотехнології є вкрай важливим, оскільки дозволяє кількісно виявити ефект впливу металів токсичної дії на рослину. Так, у разі коли ІТ становить більше 100%, метали чинять стимулюючий вплив на рослини. І навпаки, коли ІТ менше 100%, концентрації металів чинять згубний вплив на рослини. За умови коли ІТ дорівнює 100% – метали не проявляють ні згубного, ні стимулюючого впливу на рослини [22].

У технологіях фітореамедіації, у більшості випадків, застосовуються такі вищі водяні рослини, як очерет звичайний (*Phragmites australis*), рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*) та осока водяна (*Carex aquatilis*). Розрахований ІТ для очерету звичайного становить 89, для рогозу вузьколистого 85, для осоки водяної 73. З огляду на отримані результати, можна зробити висновок, що суміш сполук металів токсичної дії (Cd, Zn, Ni), ймовірно, чинить інгібуючий синергетичний ефект на ріст вищих водяних рослин.

Не менш важливим показником оцінювання ефективності застосування видів рослин в технологіях фітореамедіації є показник транслокації

металів всередині рослини, який кількісно визначається через встановлення транслокаційного чинника (ТЧ):

$$TC = \frac{C_P}{C_K}, \quad (2)$$

де C_P – концентрація металу в пагонах, мг/г;

C_K – концентрація металу в корені, мг/г

За умови, коли ТЧ менше 1, акумуляція металів в рослинах фіксується переважно в кореневій частині рослин, а у разі коли ТЧ більше 1 акумуляція металів, переважно, зосереджена в пагонах.

Відомо, що рослини-акумулятори, у яких ТЧ більше 1 класифікуються як гіперакумулятори [15].

Результати розрахунку транслокаційного чинника для досліджених видів рослин становлять: очерет звичайний 1,1; рогіз вузьколистий 0,8; осока водяна 1,0. Отримані результати вказують на те, що очерет звичайний та осока водяна накопичують сполуки металів в надземній частині – пагонах. Отже, дані культури є гіперакумуляторами металів токсичної дії та перспективними видами для технології фітореамедіації водного середовища.

Ще одним важливим показником оцінювання ефективності застосування видів рослин в технологіях фітореамедіації є показник, що визначає здатність рослин акумулювати поодинокі метали та в сукупності, який кількісно визначається через розрахунок біоконцентраційного чинника (БЧ):

$$BC = \frac{C_P}{C_{(P-H)}}, \quad (3)$$

де C_P – концентрація металів у рослині, мг/г;

$C_{(P-H)}$ – концентрація металів у розчині, мг/г.

Розрахунок БЧ так як і показника толерантності рослин до металів токсичної дії здійснюється окремо для стеблової та кореневої частин.

За умови, коли результати розрахунку БЧ становлять більше 1000, це є свідченням того, що рослини, залучені до технології фітореамедіації є ефективними акумуляторами металів токсичної дії [23].

Для очерету звичайного БЧ становить 1100, для рогузу вузьколистого 750, а для осоки водяної 900. Отже, результати розрахунку БЧ дають підстави стверджувати, що серед досліджених рослин ефективним гіперакумулятором металів токсичної дії є очерет звичайний.

Зведені результати розрахунків показників ефективності застосування вищих водяних рослин в технології фітодезактивації наведені в таблиці.

Таблиця

Узагальнені показники ефективності застосування рослин в фіто технологіях

Вид рослини	Показники ефективності		
	<i>IT</i>	<i>TC</i>	<i>BC</i>
Очерет звичайний	89	1,1	1100
Рогіз вузьколистий	85	0,8	750
Осока водяна	73	1,0	900

Узагальнені результати кількісного визначення показників ефективності застосування вищих водяних рослин при конструюванні фітотехнологій свідчать, що серед досліджених макрофітів гіперакумулятором металів токсичної дії є очерет звичайний.

Висновки. Аналіз досвіду застосування фітотехнологій з вищими водяними рослинами дає можливість стверджувати, що даний метод покращення якісних характеристик водних об'єктів є ефективним, економічно рентабельним та екологічним.

Проведені дослідження порівняння ефективності застосування вищих водяних рослин за такими показниками, як: індекс толерантності, транслокаційний та біоконцентраційний чинники, дали змогу встановити, що серед обраних макрофітів до рослин-гіперакумуляторів належить очерет звичайний ($IT=89$; $TC=1,1$; $BC=1100$).

Застосування очерету звичайного, як біотичний компонент конструкції біоплато, дозволить покращити стан водного об'єкту, тобто знизити

рівень забруднення водойми сполуками металів токсичної дії.

ЛІТЕРАТУРА

1. Маджд С.М. Механізми дезактивації забруднюючих речовин в гідробіотехнологічних системах // Водокористування: технології, споруди, менеджмент: III Міжнарод. наук.-практ. конф., 7-9 грудня 2016 р. : тези доп. – К., КНУБА, 2016. – С. 16.
2. Isaienko V. The prevention of water resources quality depletion in the context of sustainable development / V. Isaienko, K. Nikolaev, S. Madzhd // International Symposium on Sustainable Aviation 2017 ISSA: Sares Aviation Week 2017, 10-13 September 2017. – Kiev, Ukraine, 2017. – P. 66.
3. Ісаєнко В.М. Розробка методики визначення основного параметру функціонування гідро-екосистем – екологічної ємності / В.М. Ісаєнко, С.М. Маджд, Я.І. Писанко, К.Д. Ніколаєв, Є.О. Бовсуновський, Л.М. Черняк // Східно-Європейський журнал. – 2019. – №1/10 (97). – С.21–28.
4. Ісаєнко В.М. Водоохоронні заходи для підвищення екологічної безпеки виробничих стічних вод промислових підприємств / В.М. Ісаєнко, С.М. Маджд, А.О. Панченко, А.М. Бондар // Наукоємні технології. – 2018. – №4. – С. 437–442.
5. Маджд С.М. Природоохоронні заходи відновлення якості техногенно трансформованих водних систем / С.М. Маджд // Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації: II Міжнар. наук.-практич. конф., 21 грудня 2018 р.: тези доп. – Київ: Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України, 2018. – С. 45–47.
6. Маджд С.М. Роль вищих водних рослин у де-струкції забруднювачів в біоінженерних гідрофітних спорудах / С.М. Маджд, А.О. Панченко, А.М. Бондар // Наукоємні технології. – 2017. – №1. – С. 89–93.

7. Маджд С.М. Роль гідробіотехнологічних систем у підвищенні ступеня очищення зворотніх вод / С.М. Маджд // VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнарод. участю, 20-22 вересня 2017р. : тези доп. – Вінниця, 2017. – С. 68.
8. Маджд С.М. Технології в очищенні стічних вод авіапідприємств у природних умовах / С.М. Маджд // «Еко Форум-2018»: II спеціалізов. Міжнар. еко. форум, 30 травня – 01 червня 2018р.: тези доп. – Запоріжжя: ВЦ «Козак Палац», 2018. – С. 33–35.
9. Маджд С.М. Механізм біотичної саморегуляції техногенно змінених водних систем / С.М. Маджд, Я.І. Кулинич // Середовище оточуюче людину: природне, техногенне, соціальне: V Міжнар. наук.-практич. конф., 26-28 квітня 2017р.: тези доп. – Бердянськ: Бердянський інженерно-технологічний університет, 2017. – С. 218–221.
10. Міхєєв О.М. Дезактивація водних об'єктів від ^{137}Cs за допомогою біоплато / О.М. Міхєєв, О.В. Лапань // Ядерна фізика та енергетика. – 2019. – № 3(20). – С. 304–310.
11. Gaur N., Flora G., Yadav M., Tiwari A. A review with recent advancements on bioremediation-based abolition of heavy metals / N. Gaur, G. Flora, M. Yadav, A. Tiwari // Environmental Science: Processes & Impacts. – 2014. – Vol. 16. – P.180–193.
12. Маджд С.М. Досвід експлуатації гідрофітних споруд в Україні та світі / С.М. Маджд // Наукоємні технології. – 2016. – № 2. – С. 228–231.
13. Вепрев С. Г. Использование растений водяного гиацинта (*Eschhornia crassipes*) для очистки техногенных стоков / С. Г. Вепрев, Н. Н. Нечипоренко, С. Б. Бортникова // Научные аспекты экологических проблем России: Всероссийская конф., 13–16 июня, 2001, Москва. — СПб.: Гидрометеиздат, 2010. — С. 281.
14. Диренко А.А. Использование высших водных растений в практике очистки сточных вод и поверхностного стока / А.А. Диренко, Е.М. Коцарь // Тезисы докладов Междунар. Конф. «Aquaterra». – Санкт-Петербург, 1999. – С. 72–78.
15. Диренко А.А. Использование высших водных растений в практике очистки сточных вод и поверхностного стока / А.А. Диренко, Е.М. Коцарь // Сантехніка, опалення, кондиціювання. – 2006. – № 4 (28). – С. 12–15.
16. Кравець В.В. Використання біологічних ставків з вищими водяними рослинами в практиці очищення стічних вод / В.В. Кравець, Н.В. Остапенко // Інформаційний бюлетень Держбуду. – Київ, 2002. – С. 120–132.
17. Крот Ю.Г. Высшие растения в биотехнологии очистки поверхностных и сточных вод / Ю.Г. Крот // Гидробиол. журн. – 2006. – 42, №1. – С. 47–61.
18. Shahid M. Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: A comparison of foliar and root metal uptake / M. Shahid, D. Camille, K. Sana, E. Schreck, T. Xiong, K. Nabeel // Journal of Hazardous Materials. [Internet]. 2017 Mar [cited 2018 Dec 5];325(5): 36-58.
19. Крот Ю.Г. Оценка эффективности работы биофильтра с водными макрофитами при выращивании рыб / Ю.Г. Крот, Т.И. Лековцева // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біологія. – 2001. – №4 (15). – С. 102–104.
20. Singh S, Parihar P, Singh R, Vijay P, Prasad S. Heavy Metal Tolerance in Plants: Role of Transcriptomics, Proteomics, Metabolomics, and Ionomics. J Plant Physiol [Internet]. 2016 Feb [cited 2018 Dec 11];72(4): 220-32.
21. Clemens S, Michael G. Krämer P, Krämer U. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. J CellPress [Internet]. 2002 Jul [cited 2018 Nov 19];7(7): 309-16.
22. Ali N.A. Tolerance and bioaccumulation of cadmium by *Phragmites australis* grown in the presence of elevated concentrations of cadmium, copper, and zinc / N. A. Ali, M.P. Berna, M. Ater // Aquatic Botany. 2004. Vol. 80. P. 163–176.
23. Метаболизм антропогенных токсикантов в высших растениях / Г.И. Квеситадзе, Г.А. Хатисашвили, Т.А. Садунишвили, З.Г. Евстигнеева // М.: Наука, 2005. 199 с.

УДК 528.88:(504.5:574.4)|(477)

АНАЛІЗ ПРОСТОРОВО-ЧАСОВИХ ЗМІН В ЕКОСИСТЕМАХ РАЙОНІВ СМІТТЄЗВАЛИЩ МУНІЦИПАЛЬНИХ ВІДХОДІВ З ЗАСТОСУВАННЯМ ДИСТАНЦІЙНИХ І ГІС-ДАНИХ

Азімов О.Т.¹, Томченко О.В.¹, Шевчук О.В.²

¹ Державна установа «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України», вул. Олеся Гончара, 55-б, м. Київ, 01054, azimov@casre.kiev.ua

² Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, Чоколівський бульв., 13, м. Київ, 03186, sov27041996@ukr.net

На прикладі Здолбунівського сміттєзвалища твердих муніципальних відходів (Рівненська область) показано інформативність дешифрування карт об'єкта захоронення і прилеглих до нього ділянок за спектрометричними характеристиками і текстурою земних покривів, що отримані за космічними знімками різних років. Продемонстровано інформативність вивчення динаміки зміни геометричних параметрів звалища, зміни його внутрішньої «структури», функціональні зміни в оточуючих його компонентах екосистем (насамперед, зміни у лісових масивах).

Ключові слова: муніципальні відходи, сміттєзвалища, екосистеми, геоінформаційні дані.

Analysis of spatial and temporal changes in ecosystems of municipal waste landfill areas with the use of remote and gis data. Azimov O., Tomchenko O., Shevchuk O.

Using the Zdolbuniv municipal solid waste landfill (Rivne region) as an example, we demonstrate the informative deciphering of maps of the landfill and adjacent areas by spectrometric characteristics and texture of land cover, obtained from space images of different years.

We demonstrate the effectiveness of studying the dynamics of changes in the geometric parameters of the landfill, changes in its internal «structure», and functional changes in the surrounding components of ecosystems (especially changes in the forests).

Keywords: municipal waste, landfills, ecosystems, geoinformation data.

Постановка проблеми у загальному вигляді. Полігони та сміттєзвалища твердих побутових відходів (ТПВ) належать до екологічно небезпечних об'єктів [1–10]. Їх експлуатація призводить до забруднення практично всіх компонентів навколишнього середовища – ґрунтів, поверхневих і підземних вод, атмосферного повітря, рослинності тощо.

Згідно з чинним законодавством України об'єкти, що негативно впливають на стан довкілля, підлягають державному обліку [11]. Включенню до державного реєстру таких об'єктів та їхній паспортизації підлягають також місця видалення відходів, а саме: діючі, закриті, законсервовані, постійні або тимчасові.

До первинної інформації, яка необхідна для такої паспортизації, доцільно залучати матеріали тематичного дешифрування матеріали дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) (зокрема, космічні знімки) та інтегровані в геоінформаційні системи (ГІС) дані по території як власне полігонів захоронення ТПВ, так і по прилеглих до їхньої локалізації ділянок. Отримані при цьому матеріали у формі картографічних моделей заданого масштабу дозволяють доповнювати об'єктивну і достовірну інформацію про просторово-часові характеристики впливу на довкілля процесів, що пов'язані з деструкцією накопичених відходів [1, 2, 6–8, 12].

Використання космічних знімків і цифрових карт місцевості дозволяє проаналізувати просторове розміщення полігонів побутових та промислових відходів, причому не тільки стосовно населених пунктів, але й враховуючи також особливості геосистем у зонах розташування об'єктів захоронення. Ці особливості визначають ландшафтні умови, в яких відбувається накопичення відходів. Космічні знімки також дають змогу вивчати процеси, що відбуваються у геосистемах – умови міграції забруднюючих речовин, які утворюються у процесі експлуатації звалищ, а також умови, що необхідні для підтримання штатного технологічного режиму складування і перероблення відходів.

Мета, методи, завдання та матеріали дослідження. Основна *мета* публікації схожа з однією з важливих проблем у галузі поводження з ТПВ. Проблема полягає у формуванні загальних принципів створення й у визначенні основних складових інформаційної системи геомоніторингу районів впливу полігонів захоронення ТПВ, як частини інформаційно-аналітичної системи аналізу ризику виникнення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру, спрямованої для забезпечення сталого регіонального розвитку України [7]. Частиною згаданої проблеми є дослідження можливостей використання геоінформаційних технологій та даних ДЗЗ для аналізу розміщення полігонів захоронення побутових та промислових відходів із врахуванням геодинамічних особливостей територій їх розташування. У цьому аспекті було поставлено *основне завдання* дослідження: оцінювання зміни у часі геометричних параметрів і стану карт одного з узятих для прикладу сміттєзвалищ ТПВ у Рівненській області – Здолбунівського.

Дослідження, базуючись на *методі* аналітичного порівняння, полягало в опрацюванні викладених у науковій літературі матеріалів інформаційних технологій моніторингу та управління сміттєзвалищами ТПВ, прогнозування техногенно-екологічної трансформації територій під їх впливом. При цьому, особливий акцент робився на аналіз ролі геоінформаційних систем у розроблених або запропонованих технологіях. З метою моніторингової оцінки просторово-часових змін Здолбунівського сміттєзвалища ТПВ застосовувалися методи тематичного комп'ютери-

зованого дешифрування даних ДЗЗ різних років та технології ГІС.

Основне завдання космічного моніторингу полігонів ТПВ полягає в інформаційній підтримці рішень з питань мінімізації їхніх негативних впливів на довкілля та покращення санітарно-екологічних показників прилеглих територій. Для вирішення цього завдання, на прикладі Здолбунівського сміттєзвалища ТПВ, необхідно було виконати ідентифікацію топогеодезичних параметрів об'єкта захоронення відходів з метою визначення їхньої динаміки на визначену глибину ретроспективи.

Зрозуміло, що поставлене завдання ефективно можна реалізувати на основі використання методів тематичного дешифрування матеріалів космічного знімання і ГІС-технологій. Використання космічних знімків і векторних електронних карт дозволяє проаналізувати індивідуальні особливості розміщення будь-якого полігона ТПВ стосовно населених пунктів і природно-техногенних систем. Ці особливості визначають умови, в яких відбувається складування відходів та їхню взаємодію з навколишнім середовищем, а саме – умови міграції забруднювальних речовин, які утворюються у процесі експлуатації звалищ.

У цьому контексті ми передбачали вирішення таких завдань:

- вивчення динаміки зміни площ сміттєзвалища;
- дослідження стану окремих ділянок (черг, карт) сміттєзвалища.

У процесі дослідження застосовувалися космічні знімки з просторовим розрізненням 6 м/піксель.

Викладення основного матеріалу дослідження та обґрунтування отриманих результатів. Методика дистанційного моніторингу полігонів ТПВ включає підбір космічних знімків із необхідними показниками просторового розрізнення та періодичності зйомок заданих ділянок місцевості, подальше тематичне дешифрування та інтерпретацію [1, 2, 6-8, 12].

Детальні дослідження геодинамічної безпеки

та сучасних екзогенних процесів на підставі космічних знімків дозволяють виявляти потенційно-небезпечні ділянки на полігонах захоронення ТПВ. На знімках також фіксуються зсуви та деформації земної поверхні на місці «старих» ділянок звалищ, а також інші процеси, що потребують уваги. Застосування даних космічної зйомки дає можливість виявити стихійні звалища, ділянки несанкціонованого скидання сміття тощо.

Дослідження сміттєзвалища доцільно проводити у два етапи: виділення об'єкта на дистанційному зображенні та розпізнавання його класу. На етапі його виділення, як апіорна інформація, що просторово поєднана із зображенням на космічному знімку, використовуються карти місцевості. У результаті формується вектор ознак об'єкта для кожного пікселя зображення. На етапі розпізнавання класу того чи іншого об'єкта передусім, формується вектор ознак для кожного з наявних на місцевості класів об'єктів та безпосередньо виконується розпізнавання (класифікація) на зображенні кожного з досліджуваних об'єктів.

Для ідентифікації сміттєзвалища або полігона захоронення ТПВ на обстежуваній місцевості враховуються прямі дешифрувальні ознаки, що характеризують властивості об'єкта та безпосередньо відображаються на знімках. Це такі ознаки, як геометричні (форма, тінь, розмір), яскравісні (фототон, рівень яскравості, колір, спектральний образ), структурні (текстура, структура). Крім цього, на космічних знімках ідентифікуються наявність стоків із території звалищ, їхні напрямки, ділянки їх розвантажен-

ня, пошкодження трав'яного покриву та рослинності тощо.

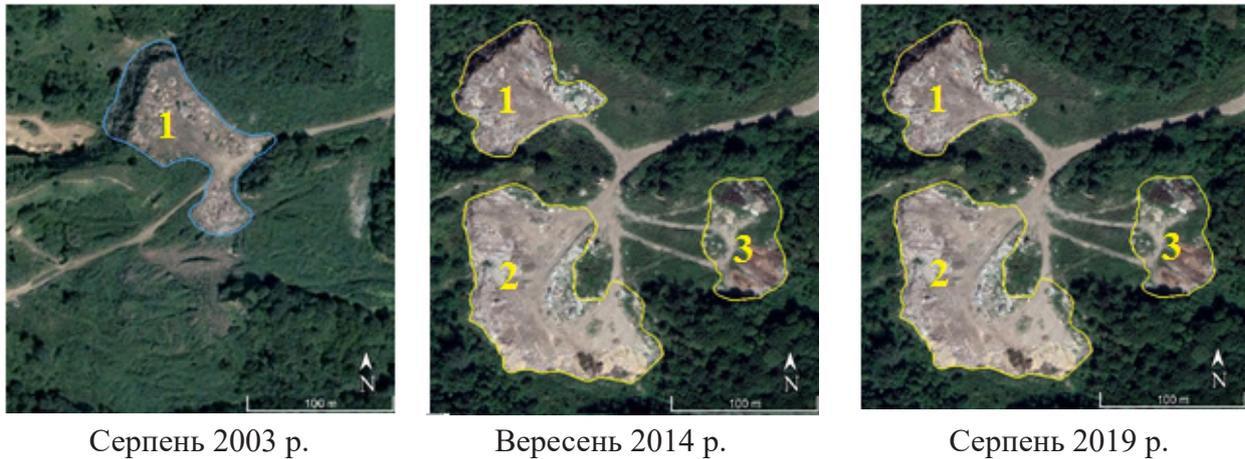
Вивчення динаміки зміни площі Здолбунівського сміттєзвалища за період 2003–2019 рр. виконано авторами за спектрометричними характеристиками і текстурою земних утворень, які отримані за наявними космічними знімками. У результаті чого виділено карти звалища, що експлуатувалися у різний час, виявлені зміни рослинного покриву на прилеглих до нього ділянках, також вдалося дешифрувати шляхи під'їзду до об'єкта захоронення відходів, що були задіяні у різні роки (рис. 1). На космічному знімку (серпень 2019 р.), добре розрізняється поточний стан звалища насамперед, його внутрішня «структура»: відпрацьовані ділянки, що покриті шаром ґрунту; ділянки, де наразі складуються відходи; різноманітні під'їзні шляхи, що використовувалися у різний період функціонування об'єкта захоронення відходів, тощо.

У процесі дешифрування було виявлено поступове збільшення площі сміттєзвалища ТПВ поблизу м. Здолбунів. Аналіз космічних знімків території показав, що порівняно з 2003 р. станом на 2019 р. загальна площа збільшилася приблизно у 3,13 рази (рис. 1, 2). Так, якщо у 2003 р. на звалищі експлуатувалася лише одна карта площею 6521 м², що мала периметр по контуру 438 м, в 2019 р. вже задіяно три карти загальною площею 20438 м² з сумарним периметром по їхніх контурах 1083 м. Тобто периметр карт звалища збільшився понад 2,47 рази (табл.).

Таблиця

Оцінка динаміки зміни геометричних параметрів черг Здолбунівського сміттєзвалища ТПВ за даними космічних знімків різних років

Дата космічної зйомки, місяць/рік	Кількість окремих частин (черг, карт) сміттєзвалища, одиниць	Площа черги, м ²	Загальна площа сміттєзвалища, м ²	Периметр черги, м
08/2003	1	6521	6521	438
09/2014	1	8103	16460	432
	2	8357		438
08/2019	1	5179	20438	319
	2	11497		514
	3	3762		250



Серпень 2003 р.

Вересень 2014 р.

Серпень 2019 р.

Рис. 1 – Контури черг Здолбунівського сміттєзвалища ТПВ, що виділені на космічних знімках різних років

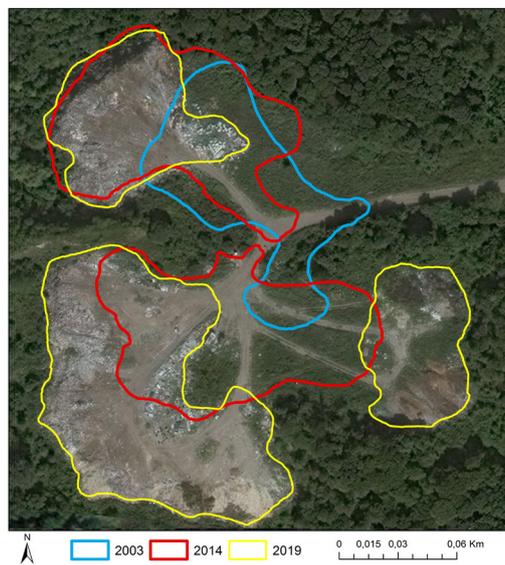


Рис. 2 – Картосхема зміни геометричних параметрів черг Здолбунівського сміттєзвалища ТПВ за даними космічних знімків різних років (вектори меж черг звалища станом на 2003, 2014 та 2019 рр. показано різними кольорами).

Висновки. В результаті дослідження аргументовано застосування дистанційних методів вивчення стану сміттєзвалищ ТПВ, які є ефективним інструментом їх моніторингу. На прикладі Здолбунівського сміттєзвалища ТПВ (Рівненська область) показано інформативність дешифрування його карт та прилеглих ділянок за спектрметричними характеристиками і текстурою земних покривів (прямими дешифрувальними ознаками), які отримані за космічними знімками різних років. Продемонстровано також інформативність вивчення динаміки зміни геометричних параметрів (площа, периметр) звалища, зміни його внутрішньої «структури», функціональні зміни в оточуючих його кварталах лісових масивів.

Зокрема, досліджено динаміку зміни площі Здолбунівського сміттєзвалища за період з 2003 по 2019 роки. Встановлено збільшення кількості карт звалища з однієї до трьох за рахунок прилеглих ділянок лісу, загальної площі – приблизно у 3,13 рази (з 6521 до 20438 м²), а сумарного периметра по контурах карт – понад 2,47 рази (з 438 до 1083 м.).

Для подальшого комплексного вивчення та об'єктивної оцінки еколого-геохімічного стану розглянутих об'єктів довкілля в районі Здолбунівського сміттєзвалища необхідно провести моніторингові дослідження по мережі наземного опробування (літо-, гідро та біогеохімічного). Використання при цьому космічних знімків з

надвисоким просторовим розрізненням на місцевості порядку 0,6 м/піксель дозволить конкретизувати випадки незадовільного стану звалища.

ЛІТЕРАТУРА

1. Азімов О.Т., Кураєва І.В., Бахмутов В.Г., Войтюк Ю.Ю., Кармазиненко С.П. Оцінка розподілу важких металів у ґрунтах районів захоронення твердих побутових відходів. Вісн. Київ. нац. ун-ту ім. Тараса Шевченка. Геологія. 2019. Вип. 4 (87). С. 76–80. DOI: <http://doi.org/10.17721/1728-2713.87.11>
2. Азімов О., Кураєва І., Трофимчук О., Злобіна К., Кармазиненко С. Моніторингова оцінка якості поверхневих вод у районах захоронення твердих побутових відходів. Вісн. Київ. нац. ун-ту ім. Тараса Шевченка. Геологія. 2020. Вип. 4 (91). С. 56–60. DOI: <http://doi.org/10.17721/1728-2713.91.08>
3. Антошкіна Л.І., Коренюк Є.Д., Хрущ В.К., Біляев М.М. Стан довкілля: моделі та прогноз: [монографія]. Донецьк: Наука і освіта, 2003. 326 с.
4. Бондар О.І., Клімчук Б.П., Колядинський М.І., Мольчак Я.О. Довкілля в умовах впливу сміттєзвалищ: [монографія]. Луцьк: РВВ ЛНТУ, 2013. 246 с.
5. Делеган-Кокайко С.В., Слабкий Г.О., Лук'янова В.В., Анпілова Є.С. Вплив сміттєзвалищ на показники захворюваності сільського населення та поширеності серед нього хвороб. Екологічна безпека та природокористування. 2020. Вип. 2 (34). – С. 43–52. DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2020.2.43-52>
6. Шевякіна Н.А., Трофимчук О.М., Красовський Г.Я., Клименко В.І. Методи і моделі космічного моніторингу зон впливу полігонів твердих побутових відходів на довкілля. Космічна наука і технологія. 2019. Т. 25, № 1 (116). С. 62–72. DOI: <https://doi.org/10.15407/knit2019.01>
7. Azimov O.T., Shevchuk O.V. Geoinformation systems in monitoring studies of environmental pollution factors in the areas of municipal solid waste landfills [Електронний ресурс]. 19th EAGE Int. Conf. on Geoinformatics – Theoretical and Applied Aspects (11-14 May 2020, Kyiv, Ukraine): Conf. Proc. Vol. 2020. P. 1–7. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2020geo111>
8. Azimov O., Shevchuk O. Modeling and forecasting the impact of solid waste landfill on groundwater (the landfill in Zdolbuniv district of Rivne region, Ukraine, as an example) [Електронний ресурс]. 14th Int. Sci. Conf. on Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment (10-13 November 2020, Kyiv, Ukraine): Conf. Proc. Vol. 2020. P. 1–6. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.202056078>
9. Kaliaskarova Z.K., Aliyeva Zh.N., Ikanova A.S., Negim E. S.M. Soil pollution with heavy metals on the land of the Karasai landfill of municipal solid waste in Almaty city. News of the Academy of Sciences of the Republic of Kazakhstan. Series of Geology and Technical Sciences. 2019. ol. 6, No 438. P. 256–267. DOI: <https://doi.org/10.32014/2019.2518-170X.177>
10. Kaza S., Yao L., Bhada-Tata P., Van Woerden F. What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050. Urban development Series. Washington, DC: World Bank, 2018. 295 p. DOI: 10.1596/978-1-4648-1329-0
11. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» (Закон від 25.06.1991 р. № 1264-XII). Відомості Верховної Ради України. 1991. № 41, ст. 546.
12. Кохан С.С., Москаленко А.А. Оцінка можливості ідентифікації звалищ за багато спектральними космічними знімками. Вісник геодезії та картографії. 009. № 6 (63). С. 29–34.

ОЦІНКА НЕБЕЗПЕКИ АЗОТОВМІСНИХ СПОЛУК В ЗОНІ АЕРОПОРТУ «КИЇВ»

Дмитруха Т.І., Маджд С. М., Петрусенко В. П.,
Полив'ян Ю.В, Рошка Д.В.

Національний авіаційний університет
Кафедра екології
просп. Любомира Гузара, 1, 03058, м. Київ
madzhd@ukr.net

Розглянуто небезпеку діяльності підприємств з експлуатації та ремонту авіаційної техніки та проведені дослідження на наявність в атмосферному повітрі біля злітно-посадкової смуги та біля приміщення аеровокзалу оксиду азоту складу (NO_2) та нітрозамінів. Доведено, що найвищою концентрація нітрозамінів та оксиду азоту є влітку, а найнижчою – зимою. Розраховано індекс небезпеки для NO_2 , нітроздиметиламіну та нітродіетиламіну біля злітно-посадкової смуги і біля аеровокзалу.

Ключові слова: авіація, аеропорт, забруднення, ГДК, азотовмісні сполуки, індекс небезпеки.

Hazard assessment of nitrogen-containing compounds in the area of kyiv airport. Dmytrukha T.I., Madzhd S. M., Petrusenko V. P., Polyvian Yu.V., Roshka D.

The article considers the danger posed to the environment by aircraft maintenance and repair and conducts research on the presence of nitrous oxide (NO_2) and nitrosamines in the air near the runway and near the airport. It is proved that the highest concentration of nitrosamines and nitric oxide is in summer, and the lowest is in winter. The hazard index for NO_2 , nitrodimethylamine and nitrodiethylamine near the runway and at the airport has been calculated.

Keywords: aviation, airport, pollution, maximum permissible concentration (MPC), nitrogen-containing compounds, hazard index.

Вступ. З вирішенням проблем екологічної безпеки в Україні нерозривно пов'язані питання оцінки небезпеки забруднення в зоні аеропорту, оскільки наслідки діяльності авіаційної техніки і

наземного спецавтотранспорту негативно впливають на навколишнє природне середовище та здоров'я людей.

Постановка проблеми. Діяльність підприємств з експлуатації та ремонту авіаційної техніки призводить до забруднення ґрунтів, водою виробничими та господарсько-побутовими стічними водами, а також викидами забруднюючих речовин, які потрапляють в атмосферу з відпрацьованими газами літаків, наземного спецавтотранспорту, топків котельних що осідають на поверхню ґрунту з повітря. Джерела виробничих стічних вод в аеропортах є споруди і будівлі технічного обслуговування літаків (авіаційно-технічні бази, допоміжні виробництва тощо), а також споруди підсобних приміщень (склади технічного майна, автобази, пожежне депо, котельні) [1,2].

Основні джерела господарсько-побутових стічних вод – споруди для обслуговування перевезень: аеровокзал, готель, їдальні, служби бортхарчування. Джерелом забруднення водою біля авіапідприємств є також поверхневі стоки. Внаслідок формування дощових та талих снігових вод, а також води при вологому прибиранні приміщень зі штучним покриттям, поверхневі стоки з території аеропортів акумулюють різні забруднюючі речовини. До основних джерел забруднення поверхневих стоків відноситься: територія авіаційно-технічних баз, майданчики для миття літаків, перон, привокзальна площа, приміщення служб паливно-мастильних матеріалів (далі – ПММ) тощо. Поверхневі стоки з територій аеропортів містять нафтопродукти, феноли, хімічні суміші, мінеральні мастила. Потоки дощових і талих вод поглинають також

частину димових газів котельних, шкідливих викидів авто- і авіатранспорту, що осідають на аеродромі [3-5]. В даній роботі проаналізовано небезпеку азотовмісних сполук, що утворюються в зоні аеропорту, а також проведено розрахунок не канцерогенного ризику для таких небезпечних речовин, як діоксид азоту, нітроздиетиламін та нітроздиметиламін, оскільки дані речовини є небезпечними для навколишнього середовища взагалі та для людини, зокрема.

Розв'язання задачі

В даній роботі проводилися дослідження щодо наявності в атмосферному повітрі біля злітно-посадкової смуги та в районі аеровокзалу NO_2 та нітрозамінів. Дослідження проводилися протягом року. Також враховувалася різна відстань від головних джерел забруднення (рис.1, 2).



Рис. 1 – Результат досліджень в зоні аеропорту біля злітно-посадкової смуги (зима)



Рис. 2 – Результат досліджень в зоні аеропорту біля злітно-посадкової смуги (весна)

Як видно з рис.1 концентрація NO_2 найбільша біля злітно-посадкової смуги і перевищує ГДК в 3,25 рази. Концентрація діоксиду азоту зменшується з відстанню, проте навіть на відстані 100 м від смуги вона вища у 1,45 рази.

За наведеними зображеннями (рис. 2) концентрація NO_2 весною майже не відрізняється

від експериментальних даних, що були отримані зимою, проте концентрація NO_2 є дещо нижчою, ніж було зафіксовано взимку. Так, біля злітно-посадкової смуги перевищення ГДК в 3,075 рази. На відстані 10 м від смуги – у 2,5 рази, 25 м від смуги – у 2,1 рази, на відстані 50 і 100 м – на 1,6 та 1,3 рази відповідно.



Рис. 3 – Результат досліджень в зоні аеропорту біля злітно-посадкової смуги (літо)



Рис. 4 – Результат досліджень в зоні аеропорту біля злітно-посадкової смуги (осінь)

Наведені дані (рис. 3) свідчать, що концентрація NO_2 влітку є найвищою і перевищує ГДК біля злітно-посадкової смуги у 5,25 рази. Навіть на відстані 100 м від злітно-посадкової смуги концентрація діоксиду азоту є вищою у 2,3 рази.

Зображення на рис.4 відображають концентрацію NO_2 в атмосферному повітрі восени також є перевищеною і перевищує ГДК біля злітно-посадкової смуги у 3,95 рази. З відстанню фіксується її зменшення, проте на відстані 100 м від злітно-посадкової смуги концентрація діоксиду азоту перевищує ГДК у 1,7 разів.

В роботі проводилися дослідження забруднення атмосферного повітря діоксидом азоту не тільки в районі злітно-посадкової смуги, а і біля

аеровокзалу з метою виявлення або спростування забруднення атмосферного повітря діоксидом азоту. Отримані результати наведені нижче (рис.5, 6).



Рис. 5 – Результат досліджень в зоні аеропорту біля аеровокзалу (зима)



Рис. 6 – Результат досліджень в зоні аеропорту біля аеровокзалу (весна)

Отже, за ілюстрацією (рис. 5) концентрація NO₂ найбільша в районі аеровокзалу і перевищує ГДК в 2,75 рази.

З наведених графіків концентрація діоксиду азоту в районі аеровокзалу є нижчою порівняно із злітно-посадковою смугою 1,18 рази. Концентрація діоксиду азоту зменшується з відстанню, проте на відстані 100 м від аеровокзалу вона є вищою у 1,23 рази і майже не відрізняється від концентрації, що була зафіксована на такій самій відстані від злітно-посадкової смуги.

Результати досліджень (рис.6) відображають, що концентрація NO₂ весною є вищою за ГДК в 2,6 рази. На відстані 10 м від аеровокзалу - у 2,2 рази, 25 м від смуги – у 1,85 рази, на відстані 50 і 100 м – на 1,45 та 1,2 рази відповідно.

Графік (рис.7) відображає концентрацію NO₂ влітку є найвищою і перевищує ГДК біля аеро-

вокзалу у 4,72 рази. Навіть на відстані 100 м від аеровокзалу концентрація діоксиду азоту є вищою у 2,125 рази.

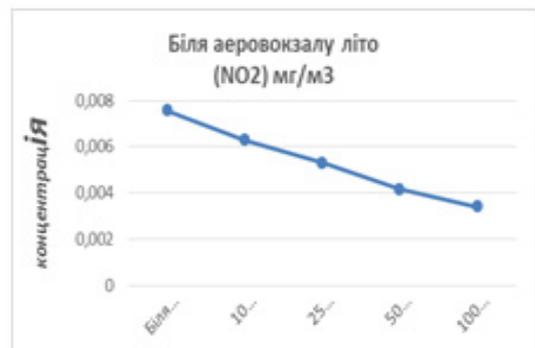


Рис. 7 – Результат досліджень в зоні аеропорту біля аеровокзалу (літо)

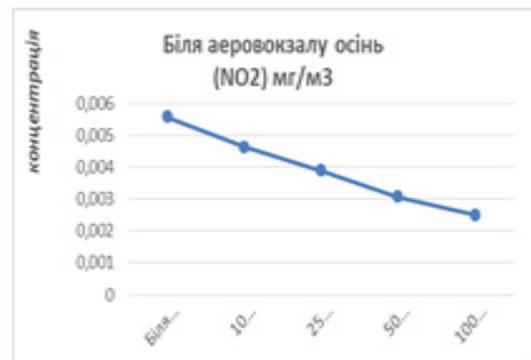


Рис. 8 – Результат досліджень в зоні аеропорту біля аеровокзалу(осінь)

За даними графіка (рис.8) концентрація NO₂ в атмосферному повітрі восени також є перевищеною і перевищує ГДК біля аеровокзалу у 3,47 рази. З відстанню фіксується її зменшення, проте на відстані 100 м від аеровокзалу концентрація діоксиду азоту перевищує ГДК у 1,5 разів.

Таким чином, можна зробити висновок, що атмосферне повітря біля злітно-посадкової смуги та біля аеровокзалу забруднене діоксидом азоту. З відстанню фіксується її зменшення, проте жодного разу не було зафіксовано концентрацію NO₂ нижче чи в межах ГДК.

Діоксид азоту дуже отруйний. Відомо, що нітрозаміни є надзвичайно небезпечними канцерогенами, тому були проведені розрахунки канцерогенного ризику біля злітно-посадкової смуги та біля аеровокзалу.

Рівень неканцерогенного ризику характеризували за допомогою індексів небезпеки, що являють собою відношення реальних середніх

Таблиця 1

**Рівень не канцерогенного ризику для здоров'я персоналу в зоні аеропорту
«Київ» від забруднення азотовмісними сполуками зимою**

Сполука	Кратність перевищення ГДК		Індекс небезпеки на різній відстані
	Злітно-посадкова смуга	Аеровокзал	
Нітроздиметиламін	Біля смуги – 9,6	Біля аеровокзалу- 7,2	Біля смуги – 9,6
	10 м від смуги - 7,2 25 м від смуги - 5,0 50 м від смуги - 2,0 100 м від смуги - 0,9	10 м від аеровокзалу - 5,0 25 м від аеровокзалу - 3,2 50 м від аеровокзалу-1, 36 100 м аеровокзалу - 0,4	10 м від смуги - 7,2 25 м від смуги - 5,0 50 м від смуги - 2,0 100 м від смуги - 0,9 Біля аеровокзалу - 7,2 10 м від аеровокзалу - 5,0 25 м від аеровокзалу - 3,2 50 м від аеровокзалу - 1, 36 100 м аеровокзалу - 0,4
Нітрозди-етиламін	Біля смуги - 6,9 10 м від смуги - 5,3 25 м від смуги - 4, 4 50 м від смуги – 2 100 м від смуги - 0,53	Біля аеровокзалу- 5,3 10 м від аеровокзалу - 4,6 25 м від аеровокзалу - 3,2 50 м від аеровокзалу - 2,1 100 м аеровокзалу - 0,65	Біля смуги - 6,9 10 м від смуги - 5,3 25 м від смуги - 4, 4 50 м від смуги - 2 100 м від смуги - 0,53 Біля аеровокзалу - 5,3 10 м від аеровокзалу - 4,6 25 м від аеровокзалу - 3,2 50 м від аеровокзалу - 2,1 100 м аеровокзалу - 0,65
NO ₂	Біля смуги - 3,25 10 м від смуги - 2,7 25 м від смуги - 2,27 50 м від смуги - 1,78 100 м від смуги - 1,45	Біля аеровокзалу - 2,75 10 м від аеровокзалу - 2,28 25 м від аеровокзалу - 1,92 50 м від аеровокзалу - 1, 5 100 м аеровокзалу - 1,2	Біля смуги - 3,25 10 м від смуги - 2,7 25 м від смуги - 2,27 50 м від смуги - 1, 78 100 м від смуги - 1,45 Біля аеровокзалу - 2,75 10 м від аеровокзалу - 2,28 25 м від аеровокзалу - 1,92 50 м від аеровокзалу - 1, 5 100 м аеровокзалу - 1,2

концентрацій забруднювачів в атмосферному повітрі міста до їх референтних концентрацій (тобто безпечних рівнів впливу). Міжнародною методологією оцінки ризику для здоров'я людей передбачено, що якщо розрахований індекс небезпеки хімічної речовини не перевищує одиницю, то ймовірність розвитку у людини шкідливих ефектів при щоденному надходженні даної речовини протягом життя несуттєва і такий вплив характеризується як допустимий. У випадку перевищення індексу небезпеки одиниці, ймовірність виникнення шкідливих ефектів у людини зростає пропорційно збільшенню даної величини. Рівень не канцерогенного ризику для

здоров'я персоналу в зоні аеропорту «Київ» від забруднення азотовмісними сполуками зимою представлено у таблиці 1.

За показниками таблиці 1, індекс небезпеки для NO₂ і біля злітно-посадкової смуги і біля аеровокзалу більше 3. Отриманий результат свідчить про те, що існує високий рівень ризику, який є неприйнятним для виробничих умов та населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження такого ризику. З розрахунків видно, що навіть з достатньою відстанню індекс небезпеки перевищує 1, що вказує на небезпеку та високу ймовірність розвитку шкідливих ефектів.

Також дані таблиці 1 свідчать що, індекс небезпеки для нітроздиметиламіну та нітроздиетиламіну біля злітно-посадкової смуги і біля аеровокзалу є набагато вищим, ніж 1. Тобто, він характеризується як високий рівень ризику, що є не прийнятним для виробничих умов та населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику.

Також проводився розрахунок рівня не канцерогенного ризику для здоров'я персоналу в зоні аеропорту «Київ» від забруднення азотовмісними сполуками влітку. Результати досліджень представлені у таблиці 2.

За даними таблиці 2, індекс небезпеки для NO_2 і біля злітно-посадкової смуги перевищує 5, а біля аеровокзалу вище 4. Цей результат свідчить про те, що існує високий рівень ризику, який є не прийнятним для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення заходів з усунення або зниження ризику. Отож на основі наведених розрахунків, навіть з відстанню індекс небезпеки перевищує 1, що вказує на небезпеку та високу ймовірність розвитку шкідливих ефектів. Індекс небезпеки для нітроздиметиламіну та нітроздиетиламіну біля злітно-посадкової смуги і біля аеровокзалу є набагато вище, ніж 1.

Таблиця 2

Рівень не канцерогенного ризику для здоров'я персоналу в зоні аеропорту «Київ» від забруднення азотовмісними сполуками влітку

Сполука	Кратність перевищення ГДК		Індекс небезпеки на різній відстані
	Злітно-посадкова смуга	Аеровокзал	
Нітроздиметиламін	Біля смуги - 14,4 10 м від смуги - 12,6 25 м від смуги - 9,6 50 м від смуги - 6,8 100 м від смуги - 2,2	Біля аеровокзалу - 11,2 10 м від аеровокзалу - 9,6 25 м від аеровокзалу - 6,4 50 м від аеровокзалу - 5 100 м аеровокзалу - 1,52	Біля смуги - 14,4 10 м від смуги - 12,6 25 м від смуги - 9,6 50 м від смуги - 6,8 100 м від смуги - 2,2 Біля аеровокзалу - 11,2 10 м від аеровокзалу - 9,6 25 м від аеровокзалу - 6,4 50 м від аеровокзалу - 5 100 м аеровокзалу - 1,52
Нітроздиетиламін	Біля смуги - 9,7 10 м від смуги - 8,1 25 м від смуги - 7,3 50 м від смуги - 5,9 100 м від смуги - 0,16	Біля аеровокзалу - 7,6 10 м від аеровокзалу - 6,2 25 м від аеровокзалу - 5,1 50 м від аеровокзалу - 3,8 100 м аеровокзалу - 0,74	Біля смуги - 9,7 10 м від смуги - 8,1 25 м від смуги - 7,3 50 м від смуги - 5,9 100 м від смуги - 0,16 Біля аеровокзалу - 7,6 10 м від аеровокзалу - 6,2 25 м від аеровокзалу - 5,1 50 м від аеровокзалу - 3,8 100 м аеровокзалу - 0,74
NO_2	Біля смуги - 5,25 10 м від смуги - 4,35 25 м від смуги - 3,67 50 м від смуги - 2,8 100 м від смуги - 2,31	Біля аеровокзалу - 4,72 10 м від аеровокзалу - 3,92 25 м від аеровокзалу - 3,30 50 м від аеровокзалу - 2,59 100 м аеровокзалу - 2,1	Біля смуги - 5,25 10 м від смуги - 4,35 25 м від смуги - 3,67 50 м від смуги - 2,8 100 м від смуги - 2,31 10 м від аеровокзалу - 3,92 25 м від аеровокзалу - 3,30 50 м від аеровокзалу - 2,59 100 м аеровокзалу - 2,1

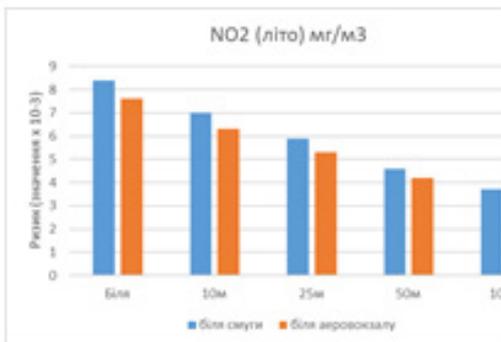


Рис. 9 – Порівняння не канцерогенних ризиків біля аеровокзалу та злітно-посадкової смуги влітку

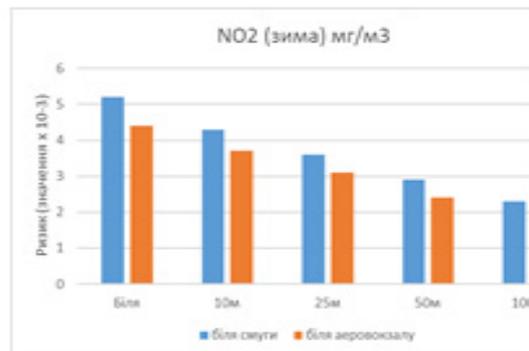


Рис. 10 – Порівняння не канцерогенних ризиків біля аеровокзалу та злітно-посадкової смуги взимку

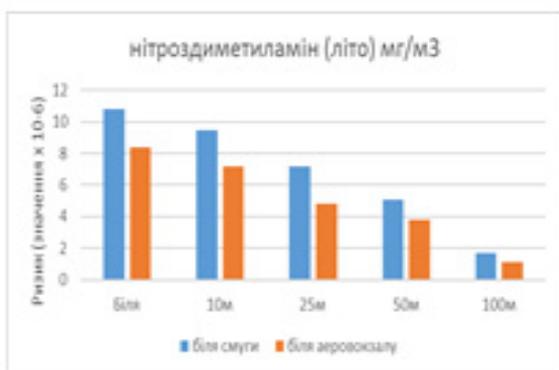


Рис. 11 – Порівняння не канцерогенних ризиків біля аеровокзалу та злітно-посадкової смуги влітку

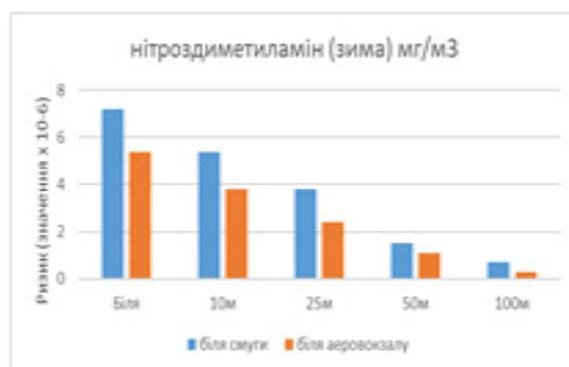


Рис. 12 – Порівняння не канцерогенних ризиків біля аеровокзалу та злітно-посадкової смуги взимку

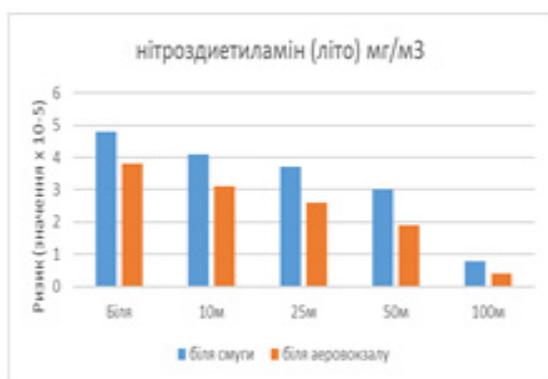


Рис. 13 – Порівняння не канцерогенних ризиків біля аеровокзалу та злітно-посадкової смуги влітку

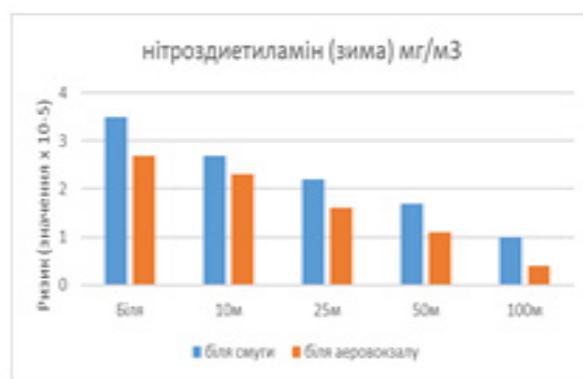


Рис. 14 – Порівняння не канцерогенних ризиків біля аеровокзалу та злітно-посадкової смуги взимку

Цей факт свідчить про те, що рівень ризику є досить високим, та не прийнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення ефективних заходів з усунення або зниження ризику.

Порівняння не канцерогенних ризиків біля аеровокзалу та злітно-посадкової смуги влітку та взимку представлені на рисунках 9-14.

За результатами нашого дослідження найбільший неканцерогенний ризик спостерігається влітку безпосередньо біля зон - забруднювачів. Проте, навіть взимку неканцерогенний ризик характеризується, як такий, що є більшим 1, що вказує на небезпеку та ймовірність розвитку шкідливих ефектів, які зростають пропорційно збільшенню даної величини.

Висновки

1. Підвищена концентрація нітрозамінів та оксиду азоту фіксується біля злітно-посадкової смуги та аеровокзалу. Найвищою вона є влітку, а найнижчою – взимку.

2. Індекс небезпеки для нітроздиметиламіну та нітроздиетиламіну біля злітно-посадкової смуги та аеровокзалу взимку набагато вищий, ніж 1, тобто, він характеризується, як високий рівень ризику, що є неприйнятним для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення посиленних заходів з усунення або зниження ризику.

3. Індекс небезпеки влітку для NO_2 і біля злітно-посадкової смуги перевищує 5, а біля аеровокзалу вище, цей результат свідчить про те, що існує досить високий рівень ризику, який не прийнятний для виробничих умов і населення. Необхідне здійснення посиленних заходів з усунення або зниження ризику.

ЛІТЕРАТУРА

1. Авиационная экология. Воздействие авиационных горюче-смазочных материалов на окружающую среду. Учебное пособие / Л. П. Яновский и др. Москва: Инфра-М, 2016. 180 с.
2. Оцінка рівня забруднення ґрунтових вод нафтопродуктами поблизу підприємств цивільної авіації. Вісник НАУ. 2015. No 1 (62). С. 80-84.
3. Cherniak L., Radomska M., Mikhyeyev O., Madzhd S. The Assessment of Environmental Risks From Airport Fuel Depots. Proceedings (Full paper Book) International Symposium on Sustainable Aviation (ISSA-2019). 2019. Pp. 54-57.
4. Маджд С. М., Черняк Л. М., Міхеєв О. М., Використання рослин для індикації стану ґрунтів техногенно-навантажених територій. Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського. 2020. Вип No1(120). С. 68–73.
5. Cherniak L. The Enhancement of Environmental Safety of Airports Fuel Service. Symposium on Sustainable Aviation. (2018, 9-11 July, Roma, Italy). Pp. 32.

УДК 504.064.3

НАПРЯМИ КОМПЛЕКСНОГО ЗАСТОСУВАННЯ ФОРМАЛЬНОГО МЕТОДУ EVENT-B ДЛЯ РОЗРОБКИ СИСТЕМ ЕКОЛОГІЧНОГО УПРАВЛІННЯ

Машков О.А.¹*mashkov_oleg_52@ukr.net*Савьук Л.М.¹

¹Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
etmaa.dea@ukr.net

Суровцев О.Ю.

Національний авіаційний університет
просп. космонавта Комарова, 1, корп. 10, 03680, м. Київ

Наукові дослідження присвячені визначенню напрямів комплексного застосування формального методу Event-B для розробки систем екологічного управління. Практика попередження і ліквідації надзвичайних екологічних ситуацій свідчить про загальну природу ризиків у сфері екологічної, промислової та професійної безпеки. Відповідно, управління цими ризиками оптимально здійснюється на єдиній основі – в рамках створення систем екологічного управління (об'єктами управління розглядаються техногенно небезпечні об'єкти, об'єкти екосистеми). Створення таких управлінських систем передбачає уніфікацію підходів стосовно забезпечення діяльності в різних напрямках. Спільне використання формального методу Event-B і методів аналізу відмов, насамперед, аналізу видів та наслідків критичних відмов FME (C)A і його модифікацій дозволяє розширити конструктивне використання формальних методів, поширити їх можливості на системи, критичні до відмов, обумовленим як проєктними, так і фізичними дефектами, а також дефектами взаємодії (інформаційного та фізичного). Більш того, за певних умов таке комплексування може бути використано для створення так званих resilient systems – екологічних систем, стійких не тільки до відмов, а й до змін вимог і параметрів зовнішнього середовища (системам, здатним еволюціонувати в реальному часі – real-time evolvable systems). Запропонова-

но застосування методу формальної верифікації Model Checking та методу специфікації вимог Event-B при синтезі управлінських екологічних рішень. Розглянуто сутність і основні принципи побудови дерев відмов FTA, а також ієрархічний підхід до аналізу видів причин і наслідків відмов та аналізу дерев відмов FTA. Розглянуто особливості застосування методу почергового змінювання параметрів (метод Гауса-Зейделя), а також метод випадкових сліпих пошуків в системі екологічного управління. Надано формалізацію управлінських рішень в системі екологічного управління в умовах нештатних екологічних ситуацій.

Ключові слова: формальні методи, Event-B, FME(C)A, FTA, надійність комп'ютерних систем.

Directions of the formal event-b method use for developing environmental management systems. Mashkov O.A., Saviuk L.M., Surovtsev O.Iu.

The article covers research on the areas of integrated application of the formal Event-B method for developing environmental management systems. The practice of preventing and eliminating environmental emergencies shows the general nature of risks in the field of environmental, industrial and occupational safety. Therefore, optimal management

of these risks can be carried out on a basis of creating environmental management systems (the objects of such management are considered to be man-made hazardous objects, as well as objects of the ecosystem). Creating such management systems involves unification of approaches in order to support activities in different areas. Under certain conditions, such systems can be used to create so-called «resilient systems» — ecological systems resistant to changes in the requirements and parameters of the environment, capable of evolving in real time. The authors propose a method of formal verification (Model Checking) and a method of determining Event-B requirements in environmental decision-making.

They consider the specifics of applying the method of alternating changes in parameters (Gauss-Seidel method), as well as the method of random blind searches in the system of environmental management. The authors provide formal management decisions in abnormal environmental situations.

Keywords: formal methods, Event-B, FME(C) A, FTA, reliability of computer systems.

Постановка проблеми

Практика попередження і ліквідації надзвичайних ситуацій (НС) свідчить про загальну природу ризиків у сфері екологічної, промислової та професійної безпеки. Відповідно, управління цими ризиками оптимально здійснюється на єдиній основі - в рамках інтегрованих систем менеджменту (ІСМ), зокрема - HSE-менеджменту (управління охороною праці, промислової та екологічної безпекою). ІСМ стали «новим словом» в підходах до управління організаціями різних галузей та рівнів. Створення таких управлінських систем передбачає уніфікацію підходів до забезпечення діяльності в різних напрямках. Організація і підтримка ІСМ сприяє рівноправності систем і прийняття рішень сприяють постійному удосконаленню роботи організації. Це потужний інструмент підвищення ефективності діяльності, отримання синергетичного ефекту і економії всіх видів ресурсів [1-4]. Відомо, що формальний метод розробки програмного забезпечення (B-Method) був розроблений Жаном-Реймондом Абріалем у Великій Британії та Франції. Цей метод використовувався при створенні в Євро-

пі систем критичних щодо надійності (помилка в яких створює небезпеку для людей та інших ресурсів). B-Method – розглядається як набір математичних технологій для специфікації, проектування та реалізації компонент програмного забезпечення. Недавно був запропонований ще один метод, названий Event-B. Він розглядається як вдосконалення B-Method (відомого також як класичний B). Event-B має простіший синтаксис, що полегшує його вивчення та використання. Інструменти, що його підтримують, визначаються як платформа Rodin [5, 6].

Проведений аналіз свідчить, що науково не обґрунтовано можливості комплексного застосування формального методу Event-B для розробки систем екологічного управління.

Актуальність дослідження

Для розробки систем екологічного управління, пропонується використовувати формальні методи. Застосування формальних методів передбачають використання так званих інваріантів, які призначені для контролю дотримання властивостей, пов'язаних, перш за все, з функціями безпеки.

Інваріант дозволяє перевіряти виконання однієї або декількох властивостей системи екологічного управління та відповідних їм вимог. Слід зазначити, що всі вимоги, що пред'являються до розроблюваної системи, як функціональні, так і нефункціональні, потенційно є інваріантами. Однак не всі вимоги можуть бути легко представлені у вигляді, придатному для використання в якості інваріантів в рамках формальних методів. Крім того, не всі вимоги доцільно представляти у вигляді інваріантів. Сама задача генерації (пошуку, синтезу) інваріантів не є формальною. Її рішення залежить від досвіду і кваліфікації розробника, експерта і носить в деякому сенсі характер мистецтва, що в певній мірі входить в протиріччя з самою суттю формальних методів. У той же час при наявності достатньої інформації для обчислення метрик окремих інваріантів оцінка якості системи інваріантів може являти собою досить просту і формальну процедуру [7-9].

Синтез інваріантів може здійснюватися двома способами: на основі аналізу вихідних вимог (специфікації) до системи екологічного управ-

ління - при її розробці і покрокової деталізації, починаючи від вербальної специфікації і закінчуючи генерацією програмного коду з доказом коректності проєкту; на основі аналізу проєкту системи екологічного управління та виявлення її властивостей, які можуть бути представлені інваріантами при верифікації закінченого проєкту.

Перший спосіб може бути реалізований в такий послідовності:

- нормалізується безліч вимог до системи екологічного управління (вибираються і уточнюються пріоритетні);

- для кожного з вимог і / або їх підмножини визначається покриває інваріант або покриває підмножину інваріантів;

- вирішується завдання покриття вимог безліччю інваріантів і визначаються мінімальні системи інваріантів;

- вибирається оптимальна по заданому критерію система інваріантів.

Другий спосіб реалізується або в такій загальній послідовності, як і перший спосіб, або її модифікації, заснованої на формуванні безлічі інваріантів не по вимогах специфікації, а за результатами аналізу проєкту і виявлення незмінних співвідношень. До числа таких співвідношень (інваріантів) можуть ставитися, наприклад, семантичні інваріанти, які контролюють коректність розмірності змінних.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями

У теперішній час, набуває актуальності розвиток систем екологічного управління і досягнення ними такого рівня досконалості, який забезпечував би гармонійний розвиток виробничого та природо-ресурсного потенціалу, давав би змогу узгоджувати «цілі» господарювання людини з «цілями» саморегуляції природних екосистем і уникати деградації навколишнього природного середовища. Здатність системи управління швидко перебудовуватися для досягнення нових цілей характеризує її динамічність, маневреність, а отже, й ефективність щодо забезпечення потреб і безпеки держави, реагування на зміну геоекологічної ситуації. Нова парадигма збалансованого

розвитку висунула нові цілі як у цілому у сфері державного управління, так і у сфері екологічного управління. Отже, виникає суперечність між новими цільовими завданнями і старою структурою, не призначеною для їх виконання. Тому в результаті системного аналізу мають бути сформульовані напрями комплексного застосування формального методу Event-B для розробки систем екологічного управління.

Аналіз останніх досліджень та публікацій

Вирішенню питань створення та аналізу систем екологічного управління з застосуванням формальних методів присвячені роботи Кларка Д.М. Грамберга Пеледа Д. Оглобліна С.І., Молчанова А.Ю. У працях таких вчених, як: Тарасюк О.М. Харченко В.С., Горбенко А.В., Фатрелл Р.Т., Шафер Д.Ф., Шафер Л.І. та інших сформульовані основні принципи застосування формальних методів для вирішення транспортних проблем. Однак, натепер формальні методи не отримали розповсюдження для створення та аналізу систем екологічного управління. Насамперед це пов'язано з відсутністю ефективної технології аналізу поведінки техногенних екологічних систем в умовах нештатних, аварійних, та катастрофічних ситуацій [10-18].

Для систем критичного застосування необхідно також визначити засоби забезпечення безаварійності (fail-safety), тобто засоби, що дозволяють не допустити виникнення аварії навіть в разі виникнення будь-якої відмови, незважаючи на використання засоби відмовостійкості (перевести систему в стан захищеної відмови).

Спільне використання формального методу розробки систем Event-B та аналізу їх надійності (FMESCA, FTA), дозволяє розширити практичне застосування Event-B, поширити його можливості на системи, критичні до відмов, обумовлених як проєктними недоліками, так і фізичними дефектами.

Новизна

У статті представлено результати сумісного використання формального методу Event-B, методу аналізу видів та наслідків критичних відмов FME(C)A, а також методу аналізу дерев відмов FTA на прикладі системи екологічного управлін-

ня в умовах нештатних, аварійних, та катастрофічних ситуацій. Необхідно визнати, що наразі не існують об'єктивні причини як технічного, так і технологічного характеру, що перешкоджають широкому практичному використанню формальних методів. Застосування формальних методів вимагає залучення в проєкт більше кваліфікованих розробників з ґрунтовною математичною підготовкою і практичними навичками, що дозволяють виявити вимоги до системи та логіку її роботи з використанням математичного апарату. Найменш формалізованими процесами формальних методів є деталізація (refinement) моделі системи, формулювання інваріантів і формування системи інваріантів. Застосування методів, аналогічних Event-B, породжує небезпеку переходу від проблеми «нескінченного тестування» до проблеми «нескінченної деталізації» розроблювальної моделі. Іншими проблемами даного класу формальних методів є: неформалізований процес деталізації моделі, обмежена підтримка складних структур даних і операцій з числами, що не входять в безліч натуральних чисел, відсутність доказів повноти використовуваної системи інваріантів, необхідність підбору варіантів, складність побудови і проблема верифікації автоматичних засобів виконання. Складність побудови моделі аналізованої системи в ряді випадків може виявитися порівнянною за складністю з розробкою самої системи. Істотне ж спрощення моделі призводить до зниження ступеня її адекватності. Необхідно також відзначити, що спільне застосування методів Event-B і Model Checking в рамках одного проєкту при використанні однієї і тієї ж системи інваріантів є надмірною і недоцільною.

Методологічне та загальнонаукове значення

При проєктуванні та аналізі складних систем часто виникає потреба в описі моделей цих систем. Одним з підходів для вирішення цього завдання є використання формального методу Event-B. Пропонується використовувати платформу Rodin, яка надає середовище для розробки, аналізу та верифікації моделей на Event-B [1, 3, 6, 8, 12, 16, 18].

Критичні з безпеки системи, помилки в яких можуть привести до загибелі або травмування людей, великим фінансовим втратам і збиткам

навколишнього середовища, мають підвищені вимоги до своєї коректності. Один із способів підвищення впевненості в коректності полягає в моделюванні системи і вимог до неї та доведенні їх несуперечливий з використанням формальних методів. Пропонований підхід до використання Rodin полягає в формалізації і доказі коректності моделі управління правами доступу і інформаційними потоками операційної системи спеціального призначення Astra Linux Special Edition. Модель була повністю формалізована і верифікована, що дозволило виявити та виправити ряд неточностей в її первісному текстовому описі. В результаті ми можемо сказати, що застосування формальних методів надає наступні переваги: знаходження помилок, які інакше не були б знайдені; підвищення впевненості в коректності системи; рішення задачі супроводу системи при наступних поправках і розширеннях в її описі.

Викладення основного матеріалу

Відомо, що метод Event-B базується на використанні нотації абстрактної машини AMN (Abstract Machine Notation) і дозволяє отримати програмний код шляхом розробки і поетапної деталізації формальної специфікації дискретних систем [2, 4, 5, 10]. Event-B формалізує процес опису властивостей і динамічної поведінки систем, а також забезпечує контроль за дотриманням цих властивостей в процесі функціонування на основі механізму передумов.

Застосування Event-B дозволяє підвищити якість вимог до системи (знизити ймовірність дефектів у вимогах), а також значно скоротити або виключити повністю дефекти проєктування, гарантує коректну поведінку системи в рамках використовуваної системи інваріантів. Ключовим принципом формального методу Event-B є доопрацювання (refinement) або деталізація, що передбачає поетапний перехід від більш абстрактної моделі системи до більш конкретної.

Загальний підхід до розробки формальних специфікацій з використанням нотації Event-B полягає в поетапній деталізації системи зі збереженням її основних властивостей, які фіксуються за допомогою інваріантів. В рамках формального методу Event-B вимоги до безпеки, допустимого рівня деградації і до тимчасових характеристик перетворюються, як правило, в інваріанти, тобто

умови, які повинні постійно виконуватися. Решта вимоги знаходять своє відображення при розробці моделі системи. Етап проєктування є ітераційним. В рамках кожної ітерації виконуються деталізація моделі системи і доказ її коректності. При цьому відсутня чітка межа між етапом специфікації вимог і етапом проєктування, а потреба в автономному і частково в інтеграційному тестуванні відпадає. Перехід на етап кодування в ідеальному випадку здійснюється шляхом автоматичної генерації (за допомогою відповідних утиліт) програмного коду з останньої деталізованої моделі системи.

Метою застосування Event-B є мінімізація або повне виключення дефектів проєктування в рамках використовуваної системи інваріантів. У той же час метод недоцільний для створення систем, стійких до фізичних відмов елементів [1,3,6,8].

Метод формальної верифікації Model Checking

При використанні методу Model Checking замість тестування системи виконується формальна верифікація її моделі. Крім того, додаються два додаткових процеси [11]:

1) моделювання, яке полягає у приведенні проєктованої системи до такого формального виду, який був би прийнятний для інструментальних засобів верифікації моделей програм, наприклад, SPIN або SMV [18]. При розробці складних програмних комплексів отримати модель Крипкая з кінцевим числом станів безпосередньо з програмного коду практично неможливо. В цьому випадку потрібна абстракція системи;

2) формалізація вимог, в рамках якої виконується уявлення вихідних вимог до системи у вигляді висловлювань темпоральної логіки, наприклад, з використанням логіки лінійного часу LTL (Linear Temporal Logic) або логіки дерев обчислень CTL (Computational Tree Logic).

У цьому контексті актуальним є спільне застосування формальних методів розробки систем і формальних методів аналізу їх функціональної стійкості. Особливий інтерес представляє спільне застосування методу специфікації вимог Event-B, методу аналізу видів і наслідків критич-

них відмов FME (C)A і дерев відмов FTA. Такий висновок логічний з урахуванням понять повноти і мінімальності множин інваріантів, оскільки FME (C) A-таблиці (FTA-дерева) представляють собою систематизовану інформацію про можливі відмови. Метою даної статті є дослідження та практична ілюстрація можливості спільного використання формального методу Event-B, а також таблично-графових методів аналізу функціональної стійкості FME (C)A і FTA на класичному прикладі системи екологічного управління [1, 13, 17].

Сутність і основні принципи методу специфікації вимог Event-B

Відомо, що метод Event-B заснований на використанні нотації абстрактної машини AMN (Abstract Machine Notation) для формальної розробки програмного забезпечення. Даний метод формалізує процес опису властивостей і динамічної поведінки систем, забезпечує контроль за дотриманням цих властивостей в процесі функціонування на основі механізму передумов, а також дозволяє отримати програмний код шляхом розробки і поетапної деталізації формальної специфікації системи. При використанні формального методу Event-B специфікація системи представляється у вигляді її формальної моделі, основними елементами якої є:

- набір системних змінних (variables), конкретне значення яких відображає певний стан системи (state);
- контекст (context), представлений у вигляді набору системних констант;
- інваріанти (invariants) - набір властивостей (умов), істинність яких повинна завжди дотримуватися в процесі функціонування системи;
- події (events), що виникають всередині системи або за її межами і що переводять систему з одного стану в інший шляхом виконання системою певних операцій, що змінюють значення системних змінних в якості реакції на кожне конкретне подія;
- набір передумов (guards) для кожної події, що забороняють його виникнення, якщо в результаті реакції системи на цю подію відбудеться порушення інваріантів.

Ключовими особливостями Event-B є поетапна деталізація (step-wise refinement) моделі системи і автоматичне доведення її коректності. Деталізація передбачає поетапний перехід від більш абстрактної моделі системи до більш конкретної на основі додавання нових подій або зміни існуючих, додавання нових операцій, змінних, перед- і пост-умов, інваріантів і / або констант. Доведення коректності виконується шляхом перебору всіх подій і інваріантів, і автоматично-виконуваного математичного доказу того, що при виникненні кожної події з урахуванням механізму передумов не відбувається порушення жодного інваріанта.

Сутність і основні принципи побудови дерев відмов ФТА

Практика показує, що виникнення і розвиток еколого-техногенних аварій, як правило, характеризується комбінацією випадкових локальних подій, що виникають з різною частотою на різних стадіях аварії (відмови устаткування, людські помилки, зовнішні впливи, руйнування, інтоксикація). Для виявлення причинно-наслідкових зв'язків між цими подіями використовують логіко-графічні методи аналізу дерев відмов і подій ФТА (fault tree analysis). Метод побудови дерев відмов ФТА може використовуватися для аналізу можливих причин виникнення екологічних аварій і катастроф та розрахунку частоти їх проявів (на основі знання частот вихідних подій). Його метою є: виявлення всіх шляхів, які призводять до головної небажаної події при певному збігу обставин; визначення мінімального числа ком-

бінацій подій, які можуть привести до головної події; якісне визначення основних причин небажаної події; аналіз чутливості окремих подій до відхилень параметрів системи.

Ключовою теоретичною основою побудови дерев відмов ФТА є припущення про те, що компоненти в екологічній системі або працюють успішно, або відмовляють повністю (рис.1). Дерево відмов є дедуктивна логічна побудова, яка використовує концепцію однієї фінальної події (як правило, аварія або відмова елемента системи або всієї еколого-техногенної системи) з метою знаходження всіх можливих шляхів, при реалізації яких вона може відбутися. Для графічного зображення найпростішого дерева подій може використовуватися базовий набір символічних зображень.

Сутність і основні принципи методу аналізу функціональної стійкості FME (C)A

Метод аналізу видів, причин і наслідків відмов і їх критичності FME (C) A (failure modes and effect criticality analysis) полягає в:

- формуванні ієрархії елемент-системи і визначенні безлічі елементів, відмови яких аналізуються з точки зору впливу на функціональну стійкість еколого-техногенної системи;
- визначенні видів відмов кожного з елементів еколого-техногенної системи;
- аналізі наслідків відмов кожної з них для функціональної стійкості еколого-техногенної системи;

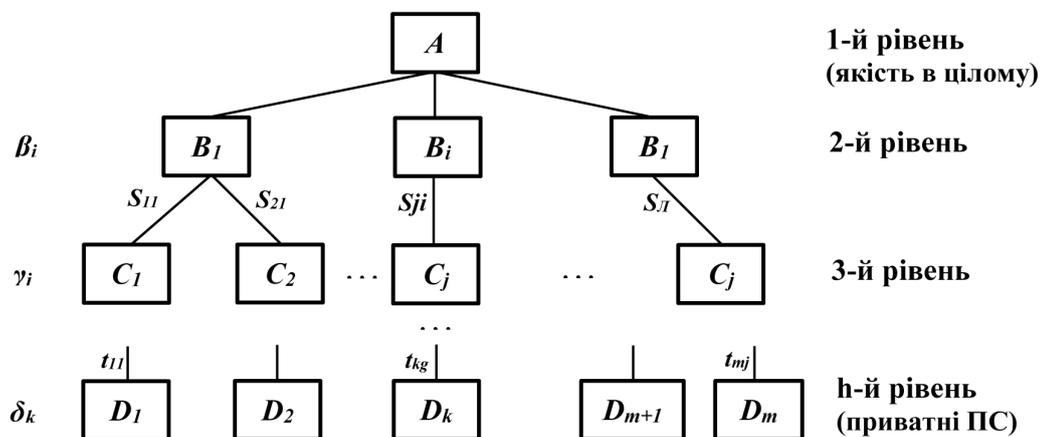


Рис. 1 - Ієрархічна структура показників об'єкта моніторингу

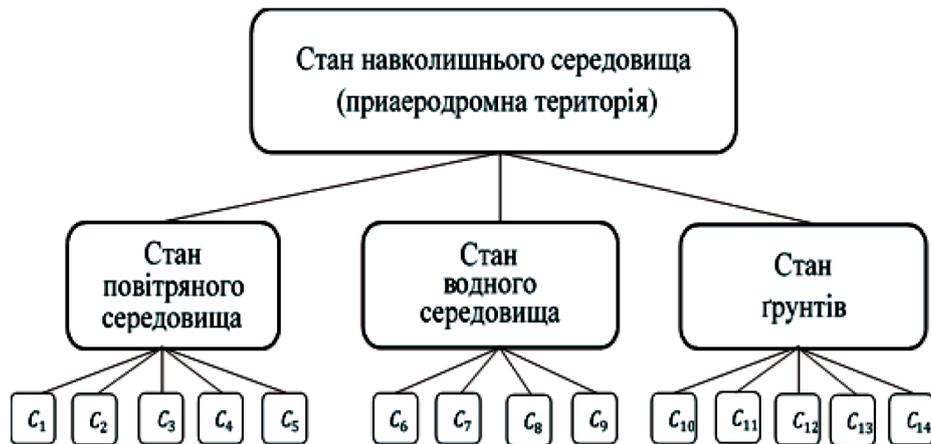


Рис. 2 – Ієрархічна структура для здійснення інтегральної екологічної оцінки

C_1, C_2, C_3, C_4, C_5 – відповідно, вміст діоксиду азоту, зважених речовин (пилу), діоксиду сірки, оксиду вуглецю, свинцю в повітрі; C_6, C_7, C_8, C_9 – відповідно вміст марганцю, заліза, нітратів, нітритів у воді; $C_{10}, C_{11}, C_{12}, C_{13}, C_{14}$ – відповідно вміст міді, цинку, свинцю, кадмію, нікелю в ґрунті.

– визначенні критичності цих відмов як інтегральної характеристики, що включає, перш за все, ймовірність і тяжкість наслідків відмов (по якісній або кількісній шкалою оцінювання);

– визначенні найбільш критичних відмов на основі побудови і аналізу побудови дво- («ймовірність» - «тяжкість наслідків»), а в загальному випадку - N -мірної матриці критичності, в якій кожен з елементів розміщується в певній клітинці матриці відповідно до його критичності.

Виявлення відмов, аналіз їх причин і наслідки, а також їх ранжування за ступенем критичності дозволяє вирішувати задачу оптимального підвищення функціональної стійкості еколого-техногенної системи. Наприклад, таке завдання було вирішено авторами при застосуванні інтегральної екологічної оцінки станів навколишнього середовища для аналізу екологічної ситуації в приаеродромних територіях України в категоріях ризику. Побудова інтегральної оцінки ризику хімічного забруднення навколишнього середовища (НС) здійснювалася відповідно до ієрархічної структури, представлена на рис. 2

Ієрархічний підхід до аналізу видів причин і наслідків відмов і аналізу дерев відмов FTA може бути поєднаний з процедурою деталізації (refinement), що є основою Event-B методу. В цьому випадку для початкової абстрактної моделі Event-B формується абстрактна FMEA-таблиця і абстрактне дерево відмов FTA.

В процесі виконання процедури деталізації, коли виконується черговий перехід від більш абстрактною до більш конкретної моделі системи, відповідно виконується і деталізація FMEA-таблиці і дерева відмов FTA [8]. Відтак, в кінцевому рахунку, маємо ієрархію FMEA-таблиць і FTA-дерев відповідних ієрархії моделей Event-B системи. У свою чергу, операції декомпозиції (decomposition) моделі EventB буде відповідати операція розбиття більш абстрактної FMEA-таблиці на кілька FMEA-таблиць наступного рівня деталізації, а також більш абстрактного FTA-дерева на кілька FTA-дерев наступного рівня. При цьому на кожному етапі деталізації відбувається оцінка критичності відмов і найменш критичні можуть бути виключені з подальшого аналізу. Такий підхід дозволяє вирішити проблему розмірності і складності FMEA- і FTA-аналізу для багатокомпонентних екологічних систем, а також розглядати додаткову властивість простежуваності (трасування) FMEA- і FTA-аналізу, що особливо важливо для незалежної експертизи і верифікації.

FMECA-аналіз моделі Event-B

Результати аналізу виду, причин і наслідків відмов повинні бути систематизовані. По кожній з відмов, виявлених в результаті FTA-аналізу, визначається порушується інваріант моделі Event-B, а також визначаються можливі причини, які необхідно уточнити з урахуванням особливостей реалізації апаратних засобів і елемен-

тів обладнання, наприклад: пошкодження ліній зв'язку, по якій передається керування; спотворення команди управління при її передачі; збій апаратних засобів (АС) системи управління (СУ); відмова АС СУ або засобів автоматики [15].

Так, слід зробити висновок про необхідність систематизації формальних методів з метою вибору одного або декількох для вирішення конкретних практичних завдань, їх комплексування в разі, коли вони доповнюють один одного і дозволяють отримати синергетичний ефект від спільного застосування. У будь-якому випадку проекти для критичних додатків, в яких застосовуються формальні методи розробки, повинні бути верифіковані за використанням експертних оцінок.

Метод почергового змінювання параметрів (метод Гауса-Зейделя) в системі екологічного управління

За цим методом рух уздовж кожної фазової координати системи екологічного управління відбувається по черзі. Спочатку здійснюється рух уздовж першої фазової координати, а решта фазових координат залишаються незмінними. Цей рух триває доти, доки похідна функції якості керування по цій координаті не дорівнюватиме нулю. З останньої умови визначається перша координата. Після цього значення першої фазової координати і решта координат, крім другої, залишаються незмінними, а друга координата змінюється доти, доки не буде виконана умова, що похідна по цій координаті дорівнюватиме нулю. З цієї умови визначається й друга фазова координата. Потім змінюється й третя координата і т.д. Процес пошуку триває, доки всі частинні похідні не дорівнюватимуть нулю (доки всі похідні не будуть меншими за поріг чутливості системи).

Метод випадкових сліпих пошуків в системі екологічного управління

Суть методу полягає у пошуку екстремуму за рахунок випадкового змінювання першої фазової координати системи екологічного управління. У початковому стані системи фазовим координатам дається випадковий приріст і визначається приріст функції якості системи. Якщо він від'ємний (при пошуках максимуму), то система повертається у початковий стан і робиться наступ-

ний пробний крок. Так повторюється доти, доки не дістанемо додатний приріст. Тоді система переводиться у цей новий стан, з якого робляться нові випадкові кроки.

Цей метод полягає у тому, що з початкового стану системи робиться кілька пробних випадкових кроків і для кожного з них знаходиться приріст функції якості системи екологічного управління. За цими приростами, як за складовими вектору, визначається напрямок найбільш інтенсивного змінювання функції якості системи. У цьому напрямку виконується робочий крок, а потім цикл пошуків повторюється.

У деяких випадках найефективніше об'єднувати різні методи пошуків. Зокрема, на початку пошуків далеко від точки екстремуму можна застосувати метод найшвидшого спуску, а поблизу екстремуму перейти до градієнтного методу. Цей процес проілюстровано на рис. 3. При цьому припускається, що функцію якості визначено на площині, і що її графік має форму чаші. Криві функції якості є ізолініями, тобто областями, в яких значення функції якості сталими. Стрілки, які виходять з точок, показують напрям, протилежний градієнтові в цій точці. Видно, що спуск градієнтом веде нас до дна чаші, тобто до точки, в якій значення функції якості є мінімальним (мінімум екологічної небезпеки).

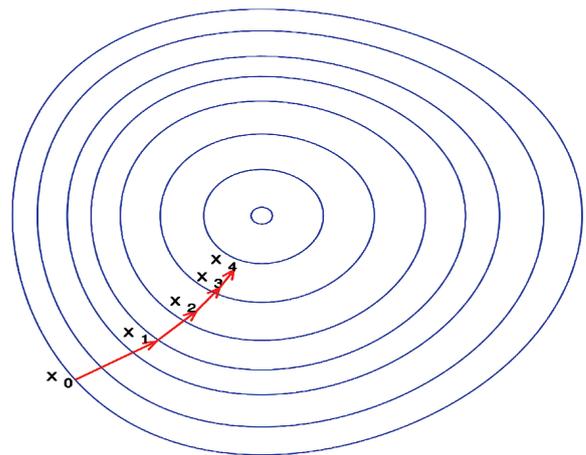


Рис. 3 – Ілюстрація методу усунення екологічної небезпеки

Градієнтний спуск працює в просторах з будь-яким числом вимірів.

Якщо кривина заданої функції дуже різниться в різних напрямках, то градієнтному спускові може знадобитися багато ітерацій для обчислен-

ня локального мінімуму з потрібною точністю в умовах нештатних, аварійних та катастрофічних ситуацій.

Формалізація управлінських рішень в системі екологічного управління

При синтезі управлінських рішень в системі екологічного управління пропонується враховувати наступну формалізацію.

Техногенна екологічна катастрофа - велика екологічна аварія (катастрофа) на технічному об'єкті, що тягне за собою масову загибель людей і / або екологічну катастрофу. Однією з особливостей техногенної екологічної катастрофи є її випадковість (чим вона відрізняється від терактів) та зазвичай протиставляється природним екологічним катастрофам. В англійській мові термін «техногенна катастрофа» вживається рідко. Американські та англійські автори в таких випадках зазвичай говорять про «технологічні катастрофи» (technological catastrophes) і «технологічних лихах» (Industrial disasters), транспортних пригодах (Transportation disasters), а разом з війнами і терактами їх об'єднують в поняття «рукотворні лиха» (Man-made disasters).

Слід враховувати, що екологічна катастрофа - незворотна зміна природних комплексів, що пов'язана з масовою загибеллю живих організмів. Як правило, під природною катастрофою розуміється якість несподіване, вкрай негативне за своїми наслідками для людини порушення нормального ходу природних процесів. На думку більшості вчених, природні катастрофи є нормальним і необхідним для саморозвитку природних систем геофізичним процесом, що включає різного роду швидкі варіації, відхилення, вибухи, наслідок яких - результат недостатньої вивченості даного природного явища. Інженерно-технічні заходи щодо попередження НС на територіальному, місцевому та об'єктовому рівнях повинні забезпечувати переважно застосування активних методів захисту.

Джерелами техногенних надзвичайних ситуацій можуть бути аварії і катастрофи:

аварія - небезпечна техногенна пригода, що створює на об'єкті, визначеній території або акваторії загрозу життю і здоров'ю людей, призво-

дять до руйнування будівель, споруд, обладнання та транспортних засобів, порушення виробничого або транспортного процесу, а також до нанесення шкоди навколишньому природному середовищу;

катастрофа - велика аварія з людськими жертвами.

Поняття - «ризик» має багато визначень. Одне з них визначає ризик як можливу небезпеку і дія навімання в надії на щасливий результат. Необхідними елементами ризику є небезпека, невизначеність, випадковість. Ризик виникає там, де є небезпека, в якій закладена невизначеність. Невизначеність, не пов'язана з небезпекою, визначається нерухомим ризиком. Небезпека, якщо вона передбачувана, також не вважається ризиком.

Екологічний ризик - це ймовірність виникнення негативних змін у навколишньому природному середовищі, або віддалених несприятливих наслідків цих змін, що виникають внаслідок впливу на навколишнє середовище. Екологічний ризик пов'язаний з можливим порушенням природного функціонування ландшафтів та екосистем (збезліснення, опустелювання, повені, селі, вторинне засолення ґрунтів, землетрус тощо), сталого розвитку природно-господарських систем (пожежі, вибухи, аварії на енергосистемах, АЕС, підприємствах хімічної промисловості, транспортні аварії, тощо), коли зміна їх стану супроводжується шкідливими для людини наслідками. Одна зі складових екологічного ризику - невизначеність, тобто недостатність розуміння явища, його погана передбачуваність або навіть повна непередбачуваність. Невизначеність виникає внаслідок наступних причин: відсутність достатньої інформації, недостатня точність даних, відсутність розуміння явища, випадковість, органічно притаманна явищу. У якості прикладу використання формального методу визначимо п'ять типових сценаріїв розвитку подій внаслідок надзвичайної ситуації, викликані пожежею радіоактивно-забрудненого лісу.

Інформація щодо місця пожежі отримана за допомогою аерокосмічних технологій (космічний знімок). Після цього була визначена схема послідовного обстеження району при плановому огляді: паралельними; за збіжною спіраллю; за

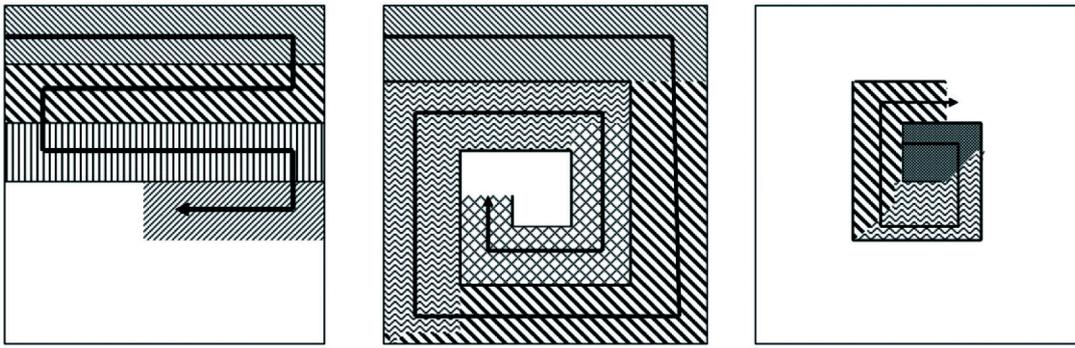


Рис. 4 – Схема послідовного обстеження району при плановому огляді: паралельними; за збіжною спіраллю; за розбіжною спіраллю

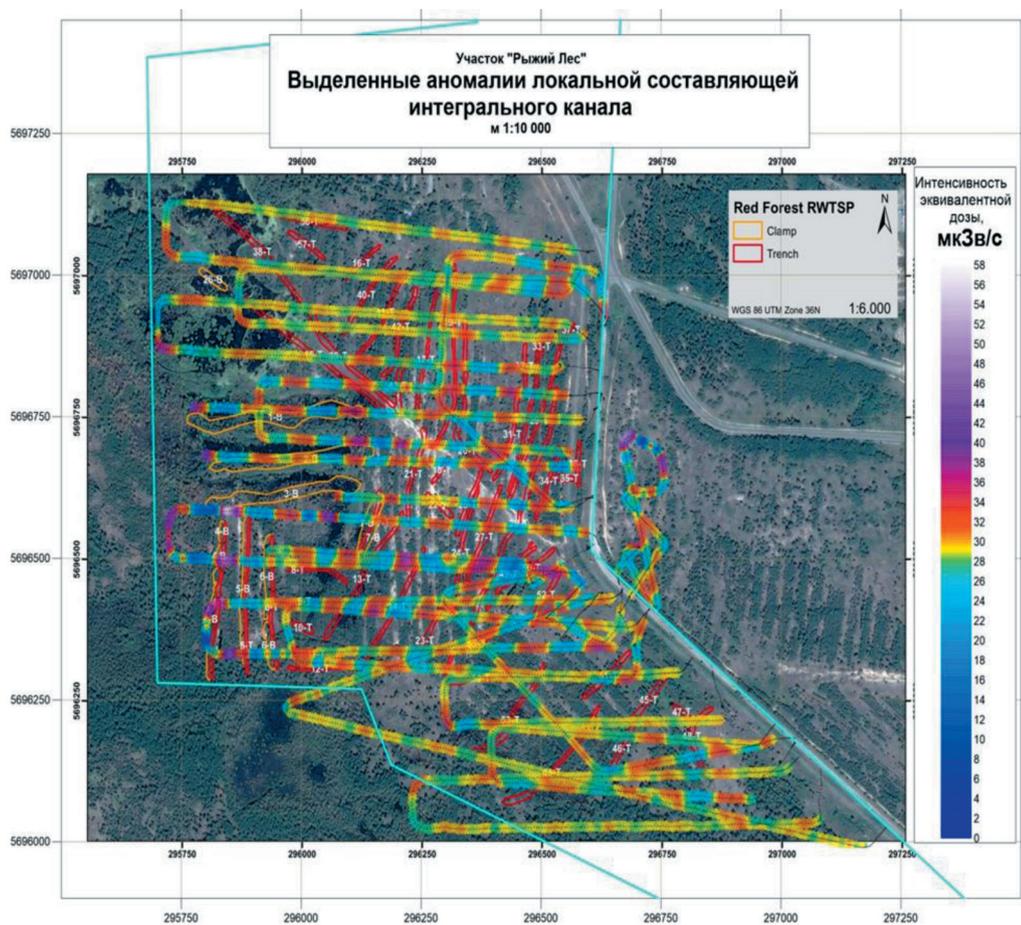


Рис.5 – Схема польотів БПЛА над рудим лісом Чорнобильської зони відчуження

розбіжною спіраллю (рис.4). Потім результати обстеження за допомогою безпілотного літального апарату були покладені на карту району обстеження (рис.5) для формування управлінських рішень.

Перший сценарій – сприятливий, коли починає розвиватися екстремальна ситуація, але вжитими заходами всі передумови можливих аварій і катастроф оперативно ліквідовуються в найко-

ротший проміжок часу, при цьому вся система (підприємство або природний об'єкт, в нашому випадку лісовий масив) повертається в початковий стан, де по-колишньому відбуваються різні процеси накопичення повсякденних негативних факторів.

Цьому сценарію може відповідати другий етап розвитку лісової пожежі, коли відбувається попереднє нагрівання і підсушування горючого

матеріалу з виділенням водяної пари, що формує перший радіаційний провісник появи пожежі в радіоактивно-забрудненому лісі – підняття радіоактивних парів, що утворюються при загорянні, над кронами дерев і формування контрастної в порівнянні із загальним фоном радіоактивної точкової області – слабкої пульсуючої радіаційної аномалії. Вона може бути виявлена з пілотованих та безпілотних авіаційних засобів і, відповідно, забезпечити своєчасне прийняття рішення на залучення пожежних патрулів чи інших, порівняно невеликих, сил і засобів, необхідних для ліквідації джерела загоряння.

Другий сценарій розвитку НС, викликаній пожежею радіоактивно-забрудненого лісового масиву, носить назву оперативного. Він полягає в тому, що вжитими заходами ризик (ймовірність аварії) або катастрофічної події залишається досить високий, але ситуація знаходиться під контролем, проте початкові причини залишаються не усунутими. Вони зберігаються тривалий час в силу складності або тривалості їх нейтралізації.

Такому сценарію може відповідати третій етап розвитку лісової пожежі, коли відбувається висихання горючого матеріалу і його горіння з виділенням горючих речовин, при цьому формується другий радіаційний провісник появи пожежі в радіоактивно-забрудненому лісовому масиві – утворення стійкої радіоактивної аномалії, яка контрастно виділяється на загальному радіоактивному фоні лісу в порівнянні зі слабкою пульсуючою радіаційною аномалією.

Для такої аномалії характерно утворення ядра, розташованого в центрі конвекційного висхідного потоку, і периферії, яку утворюють остиглі радіоактивні пари і горючі радіоактивні гази. Інтенсивність радіоактивного випромінювання аномальної області, яка виникла, буде визначатися параметрами горючого матеріалу, в першу чергу, його теплоємністю, і концентрацією радіоактивних речовин в його складі. Інтенсивність радіоактивності аномалії також буде залежати від часу і інтенсивності (швидкості) горіння горючого матеріалу, які визначають характеристики конвекційних потоків. Така аномалія може бути своєчасно виявлена з пілотованих та безпілотних авіаційних засобів, що дозволяє

забезпечити оперативне прийняття рішення на залучення необхідних сил і засобів для ліквідації загоряння, що розвивається.

Третій варіант сценарію розвитку НС, викликаній пожежею радіоактивно-забрудненого лісового масиву, називають умовно «балансуванням на межі». Про це говорять іноді, як про диво, про щось фантастичне, неможливе. Фактично відбувається те, що комплексом вжитих заходів, зусиль, дій і т. п., аварії чи іншої катастрофічної події вдається уникнути. Подальшими діями ситуація зводиться до другого, а потім до першого сценарію. В результаті виходить сценарій «балансування на межі» з позитивним результатом. При цьому відбувається переформування стійкої радіоактивної аномалії в об'ємну радіоактивну аномалію, в якій радіоактивність значно збільшується в міру наближення від периферії до центру. На її периферії з'являються локальні радіоактивні шлейфи, які обумовлені рухом повітряних мас. Інтенсивність радіоактивного випромінювання об'ємної аномалії зростає, що викликано збільшенням температури горіння. Така аномалія упевнено виявляється з пілотованих та безпілотних авіаційних засобів і може бути своєчасно виявлена космічними засобами по радіаційним і інфрачервоним каналам. Своєчасно отримана інформація дозволяє керівництву прийняти рішення на організацію і розгортання необхідних сил і засобів для ліквідації пожежі, що починається в радіоактивно-забрудненому лісовому масиві.

Четвертий варіант сценарію розвитку НС, викликаній пожежею радіоактивно-забрудненого лісового масиву, коли балансуванням на межі не вдається стримати ситуацію, і катастрофічна подія все-таки настає – лісова пожежа переходить в активну фазу, яка розвивається і стрімко охоплює більші площі. Такий сценарій називають «балансуванням на межі» з негативним результатом. Йому можна поставити у відповідність п'ятий етап розвитку лісової пожежі, коли починається полум'яне горіння з виділенням диму, вуглекислого газу, водяної пари і незгорілих газів, коли формується четвертий радіаційний провісник появи пожежі в радіоактивно-забрудненому лісі. Відбувається розвиток (трансформація) об'ємної радіоактивної аномалії, поява в її структурі декількох епіцентрів – вогнищ найбільшої радіоактивності, а також додаткових радіоактив-

них шлейфів, спостерігається значне зростання радіоактивної аномалії. Вона також упевнено виявляється з пілотованих та безпілотових авіаційних засобах і може бути своєчасно виявлена космічними засобами по радіаційних і інфрачервоних каналах. Отримана у такий спосіб інформація дозволяє керівництву прийняти рішення щодо організації і розгортання необхідних сил і засобів для ліквідації пожежі, яка починається

в радіоактивно-забрудненому лісовому масиві, а також мобілізацію додаткових сил і засобів в інтересах взяття надзвичайної ситуації під контроль.

П'ятий варіант сценарію розвитку НС, викликаного пожежею радіоактивно-забрудненого лісового масиву, називають невідворотним, коли лавиноподібний розвиток події такий, що

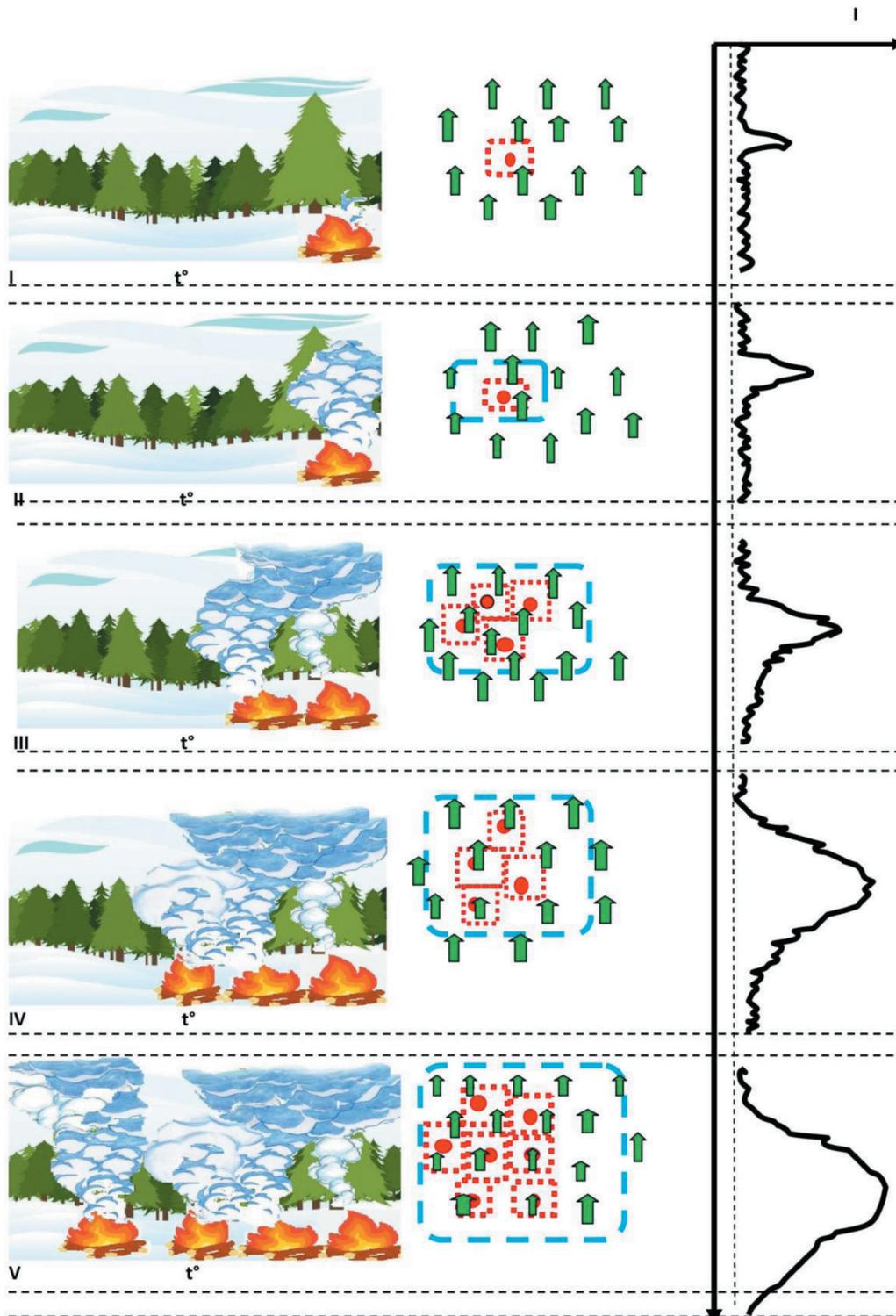


Рис. 6 – Схеми сценаріїв розвитку надзвичайної ситуації

надзвичайна подія вже неминуха. Інтервал часу, який залишається до настання катастрофічної події, можна використовувати для мінімізації прийдешніх наслідків. Наприклад, в результаті умисно організованого підпалу (диверсії) пожежа охоплює величезну територію за короткий проміжок часу. Він фіксується космічними засобами не тільки по радіаційних і теплових, але і оптоелектронних (телевізійних) каналах. На організацію гасіння пожежі не вистачає сил і засобів, тому в першу чергу необхідна евакуація для порятунку людей. Схеми описаних вище сценаріїв представлені на рис. 6.

Висновки та перспективи використання результатів дослідження

В роботі запропоновано напрями комплексного застосування формального методу Event-B для розробки систем екологічного управління.

Практика попередження і ліквідації надзвичайних екологічних ситуацій свідчить про загальну природу ризиків у сфері екологічної, промислової та професійної безпеки. Відповідно, управління цими ризиками оптимально здійснюється на єдиній основі - в рамках створення систем екологічного управління (об'єктами управління розглядаються техногенно небезпечні об'єкти, об'єкти екосистеми). Створення таких управлінських систем передбачає уніфікацію підходів до забезпечення діяльності в різних напрямках.

Спільне використання формального методу Event-B і методів аналізу відмов, в першу чергу, аналізу видів і наслідків критичних відмов FME (C)A і його модифікацій дозволяє розширити конструктивне використання формальних методів, поширивши їх можливості на системи, критичні до відмов, обумовленим як проектними, так і фізичними дефектами, а також дефектами взаємодії (інформаційного та фізичного). Більш того, за певних умов таке комплексування може бути використано для створення так званих resilient systems – екологічних систем, стійких не тільки до відмов, а й до змін вимог і параметрів зовнішнього середовища (системах, здатних еволюціонувати в реальному часі - real-time evolvable systems). В цьому випадку розширюється безліч допустимих подій і відповідних їм інваріантів. До основних напрямів подальших

досліджень і розробок в даному напрямі слід віднести: деталізацію варіантів і процедур комплексування методу Event-B і методів аналізу відмов (FME (C)A, HAZOP, FTA і їх модифікацій); розвиток оціночної бази - метрик множин інваріантів для розрахунку показників надійності і гарантоздатності; створення відповідної інструментальної підтримки, що інтегрує існуючі засоби формальної розробки та аналізу (платформа Event-B «Rodin», утиліти FME (C)A тощо).

ЛІТЕРАТУРА

1. Abrial J.-R. A System Development Process with Event-B and the Rodin Platform / J.-R. Abrial // LNCS 4789. Formal Methods and Software Engineering.– 2007.
2. Abrial J.-R. Formal Method Course / Abrial J.-R. – Zürich, 2005. – 219 p.
3. Abrial J.-R. Modeling in Event-B: System and Software Engineering / J.-R. Abrial. – Cambridge: Cambridge University Press, 2009. – 612 p.
4. Analysis Techniques for System Reliability – Procedure for Failure Modes and Effects Analysis (FMEA), IEC 60812. – 2006. – 41 p.
5. Bowen J.P. Formal Methods in Safety-Critical Standards / J.P. Bowen // Proc. Software Engineering Standards Symposium (SESS'93) // IEEE Computer Society Press. – Brighton, UK, 1993. – P. 168 – 177. ISSN 1028-9763. Математичні машини і системи, 2011, No1, 167 p.
6. Edmunds A. Linking Event-B and Concurrent Object-Oriented Programs / A. Edmunds, M. Butler // Electronic Notes in Theoretical Computer Science (ENTCS). – 2008. – Vol. 214. – P. 159 – 182.
7. Fault tree analysis (FTA), IEC 61025. – 2006. – 103 p.
8. Formal Methods: Practice and Experience / J. Woodcock, P.-G. Larsen, J. Bicarregui [et al.] // ACM Computing Surveys. – 2009. – Vol. 41, N 4. – P. 1 –36.
9. Lecomte T. Formal Methods in Safety-Critical Railway Systems [Електронний ресурс] / T. Lecomte, T. Servat, G. Pouzancre // Proc. 10th

- Brasilian Symposium on Formal Methods, (Ouro Preto (Brazil), 29–31 August 2007).
10. Madhavapeddy A. SPLAT: A Tool for Model-Checking and Dynamically-Enforcing Abstractions / A. Madhavapeddy, D. Scott, R. Sharp // Proc. 12th International SPIN Workshop on Model Checking of Software, LNCS 3639. – Berlin: Springer-Verlag, 2005. – P. 277 – 281.
 11. Model Checking Programs [Электронный ресурс] / W. Visser, K. Havelund, G. Brat [et al.] // Auto-mated Software Engineering Journal. – 2003. – Vol. 10, N 2. – Режим доступа: <http://ti.arc.nasa.gov/people/wvisser/ase00FinalJournal.pdf>.
 12. Schneider S. Palgrave. The B-Method: An Introduction / Schneider S. – Hampshire: Cornerstones of Computing series, 2001. – 537 p.
 13. Sterritt R. Self-properties in NASA missions / R. Sterritt, C.A. Rouff, J.L. Rash et al. // Proc. 4th Int. Workshop on System/Software Architectures (IWSSA'05) at Int. Conf. on Software Engineering Research and Practice (SERP'05), Las-Vegas, Nevada (USA), 2005. – P. 66-72.
 14. Tarasyuk O. Practical aspects of applying the Invariant-based approach to the formal system development and verification / O. Tarasyuk, A. Gorbenko, V. Kharchenko // In T. Walkowiak, J. Ma-zurkiewicz, J. Sugier and W. Zamojski (Eds.). Mono-graph of System Depend-ability. Vol. 2. Dependabil-ity of Networks. – Wroclaw: Oficyna Wydawnicza Politechnki Wroclawskiej, 2010. – P. 129-141.
 15. Кларк Э.М. Верификация моделей программ: Model Checking / Кларк Э.М., Грамберг О., Пелед Д.; пер. с англ.; под ред. Р. Смелянского. – М.: МЦНМО, 2002. – 416 с.
 16. Тарасюк О.М. Комплексование формальных методов разработки и анализа надежности Event-B и FME(C)A / О.М. Тарасюк, А.В. Горбенко, В.С. Харченко // Математические машины и системы. – 2010. – № 2. – С. 166-177.
 17. Фатрелл Р.Т. Управление программными проектами. Достижение оптимального качества при минимуме затрат / Фатрелл Р.Т., Шафер Д.Ф., Шафер Л.И. – М: Вильямс, 2004. – 1136 с.
 18. Харченко В.С. Гарантоспособность и гарантоспособные системы: элементы методологии / В.С. Харченко // Радіоелектронні і комп'ютерні системи. – 2006. – № 5. – С. 7-19.
-
-
-

УДК 657.371.1:547.621 (677) (072)

НАУКОВІ ПІДХОДИ ДО УДОСКОНАЛЕННЯ РЕГУЛЮВАННЯ ПОВОДЖЕННЯ З ПОЛІХЛОРОВАНИМИ ДИФЕНІЛАМИ (ПХД) В УКРАЇНІ

Виговська Г.П., Горобей М.С., Денисенко І.Ю., Печений В.Л.

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

У статті розглянуто інституціональні засади виконання Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі (СОЗ) в Україні стосовно поліхлорованих дифенілів (ПХД). Показано, що міжнародні зобов'язання вимагають всебічного аналізу шляхів вирішення відповідних завдань на національному рівні.

На підставі аналізу специфіки вирішення проблеми ПХД в Україні акцентовано увагу на необхідності випереджуючої розробки відповідного нормативно-правового та технічного регулювання. Показано, що відповідне нормативно-правове та технічне регулювання має охоплювати весь життєвий цикл ПХБ і розглядатися в трьох аспектах: регулювання поводження з ПХБ-вміщуючим обладнанням, яке знаходиться в експлуатації (або виведене з експлуатації), регулювання поводження з ПХД як небезпечними хімічними речовинами та регулювання поводження з небезпечними відходами, що містять ПХД.

Узагальнюючи ситуацію щодо регулювання поводження з ПХД в Україні висвітлено низку проблем. В той же час зазначено, що в Україні існують передумови й можливості вирішення проблеми ПХБ, хоча цей процес може супроводжуватися й певними загрозами, які детально розглянуто у SWOT-аналізі. Запропоновано визначальні передумови та основні напрямки удосконалення правового та технічного регулювання у сфері поводження із ПХБ в Україні.

Ключові слова: Стокгольмська конвенція, стійкі органічні забруднювачі, поліхлоровані дифеніли, устаткування, небезпечні хімічні речовини, небезпечні відходи, законодавство, регулювання.

Scientific approaches to improve regulations for managing polychlorinated biphenyls (pcb) in Ukraine. Vyhovska H.P., Horobei M.S., Denysenko I.Iu., Pechenyi V.L.

The authors of the article consider the institutional framework for implementing the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) in Ukraine in regard to polychlorinated biphenyls (PCBs). The authors emphasize that international commitments require a comprehensive analysis of ways to address these challenges at the national level.

Based on the analysis of the PCBs problem specifics in Ukraine, authors bring attention to the need for developing appropriate legal and technical regulations in advance. These regulations should cover the entire life cycle of PCBs and be considered in three aspects. The first being regulations on handling the PCBs-containing equipment that is currently in operation (or was decommissioned). The second is regulations on the treatment of PCBs as hazardous chemicals specifically. And the third is regulations on the handling of hazardous waste containing PCBs.

The authors highlight a number of issues related to the regulation of PCBs management in Ukraine. At the same time, they note that in Ukraine there are prerequisites and opportunities to solve the problem of PCBs. However, this process may be complicated by certain threats, which are considered in detail in the SWOT analysis. The authors suggest main ways to improve legal and technical regulation in the field of PCBs management in Ukraine.

Keywords: Stockholm Convention, Persistent

Organic Pollutants, Polychlorinated Biphenyls, equipment, hazardous chemicals, hazardous waste, legislation, regulation.

Наразі в Україні рівень забруднення навколишнього природного середовища небезпечними хімічними речовинами та іншими відходами, набуває катастрофічних масштабів як на глобальному, так і на національному й місцевих рівнях.

У промисловості використовується близько 70 тис. найменувань хімічних речовин. Щороку в обіг надходить майже 1,5 тис. тонн таких речовин, більшість з яких за певних умов, становить загрозу для життя і здоров'я людей та довкілля [1]. Чільне місце серед основних забруднювачів посідають стійкі органічні забруднювачі (СОЗ). Забруднення довкілля СОЗ є однією із головних екологічних проблем.

Ці речовини відносяться до різних класів хімічних сполук, але, незважаючи на численні відмінності та різний ступінь небезпеки, СОЗ визначають чотири загальні властивості:

- висока токсичність навіть у незначній кількості; ще більша токсичність продуктів, що утворюються у результаті їхнього перетворення;

- стійкість до розкладання (важко руйнуються і залишаються незмінними у довкіллі впродовж багатьох років після використання);

- здатність концентруватися в жирових тканинах людини і тварин, які є верхніми ланками харчового ланцюга;

- здатність долати значні відстані за допомогою повітряних потоків, водними шляхами та у зв'язку із міграціями птахів, тварин і риб.

Завдяки своїм властивостям СОЗ є особливо небезпечними для тваринного і рослинного світу, а також і для людини.

Постановка проблеми. Усвідомлення світовою спільнотою небезпеки від забруднення довкілля СОЗ, визначення необхідності запровадження заходів запобігання їх шкідливому впливу на всіх етапах життєвого циклу, 22 травня 2001 року було прийнято Стокгольмську конвенцію про стійкі органічні забруднювачі (СК) [2], яка набула чинності 17 травня 2004 року. Мета Конвенції полягає в охороні здоров'я лю-

дини й навколишнього природного середовища від забруднення СОЗ. Україна Стокгольмську конвенцію підписала 23 травня 2001 року в м. Стокгольмі (Швеція).

У 2007 році Конвенцію було ратифіковано і вона стала частиною законодавства України [3]. Відтоді Україна взяла на себе зобов'язання щодо виконання вимог Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі. Серед інших зобов'язань центральною можна вважати проблему поліхлорованих дифенілів (ПХД). ПХД входять у дванадцять перших стійких органічних забруднювачів («брудна дюжина»), першого переліку, охоплених Стокгольмською конвенцією.

Стокгольмська конвенція щодо поводження з ПХД встановлює заборону: виробляти, імпортувати, і торгувати ПХД; повторно використовувати й переробляти ПХБ-відходи; повторно наповнювати ПХБ-вмісне обладнання. Конвенція також визначає пріоритети стосовно усунення використання поліхлорованих дифенілів в обладнанні (тобто трансформаторах, конденсаторах або інших приймачах, що містять рідкі речовини) до 2025 року та закликає Сторони до вжиття відповідних заходів.

Актуальність роботи полягає в доцільності удосконалення законодавчого та технічного регулювання екологічно обґрунтованого поводження та остаточного видалення ПХД, ПХД-вмісного устаткування та відходів, що складаються з, містять, або забруднені ПХД.

Мета роботи полягає в обґрунтуванні основних напрямків удосконалення законодавчого та технічного регулювання щодо виконання вимог Стокгольмської Конвенції про стійкі органічні забруднювачі стосовно ПХД.

Викладення основного матеріалу. Поліхлоровані дифеніли були синтезовані на початку ХХ століття [4].

Поліхлоровані дифеніли (ПХД) – ароматичні сполуки, утворені так, що атоми водню в молекулі дифенілу (два бензольних кільця, сполучених разом одним вуглець-вуглецевим зв'язком) можуть бути заміщені атомами хлору, кількість яких доходить до десяти; до них належать: поліхлоровані біфеніли, поліхлоровані терфеніли,

монометил-тетрахлорфеніл метан, монометил-дихлоро-дифеніл метан, монометил-дибромодифеніл метан, будь-яка суміш, яка містить будь-які вищевказані речовини загальною величиною у більш ніж 0,005% за масою.

З 1930 року ПХД завдяки їх хімічній стійкості використовувалися в різних промислових цілях (переважно у вигляді рідких діелектриків в конденсаторах і трансформаторах, а також як протиспалахуючі добавки, розчинники фарби, пластифікатори тощо) [4].

Численні проведені дослідження виявили зв'язок між ПХД і їх різними впливами на здоров'я людини (гострі і хронічні), в тому числі до утворення злоякісних і доброякісних пухлин, смерті плоду, репродуктивних порушень, мутацій, пошкодження печінки й подразнення шкіри. Крім того, експерименти довели, що ПХД негативно впливають на імунну систему людини і активності ферментів.

ПХД широко поширені в довкіллі. Вимірні кількості ПХД були виявлені в ґрунтах, воді, рибах, молоці матерів-годувальниць, а також людських тканинах. У доповненні до відомої небезпеки для людини, ПХД також представляють серйозну загрозу для навколишнього середовища. ПХД мають спорідненість до адсорбції на органічних речовинах, потрапляють до опадів і були виявлені в значних концентраціях в водних шляхах і опадах по всьому світу. Вони широко поширені як забруднювачі риби і диких тварин через їх яскраво виражені тенденції до біоконцентрування в тканинах або ліпідах живих організмів. ПХД мають високу токсичність для водних організмів у відносно низьких концентраціях. З означеного вище, ПХД характеризуються токсичними властивостями, стійкі до розкладання, мають здатність до біокумуляції і є об'єктом транскордонного перенесення повітрям, водою й мігруючими видами, а також осідають на великій відстані від джерела їхнього викиду, нагромаджуються в екосистемах суші та водних екосистемах і в кінцевому підсумку згубно діють на здоров'я людей [5].

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я, основними шляхами надходження ПХД в навколишнє середовище є такі: випаровування з пластифікаторів; виділення при спалю-

ванні побутових і промислових відходів, а також при загорянні трансформаторів, конденсаторів і іншого промислового устаткування, в якому використовуються ПХД; витоку з промисловими відходами; вивезення ПХД на звалища і поля аерації; інші неконтрольовані місця [17].

В Україні поліхлоровані дифеніли ніколи не вироблялися, але широко використовувалися під різними торговими марками як діелектрики, охолоджуючі рідини, пластифікатори і наповнювачі. До основної продукції, що містить ПХД, відносяться: трансформатори, конденсатори, перемикачі, стабілізатори напруги, електрокабелі з рідким наповнювачами, робочі рідини устаткування, деякі фарби тощо.

В Україні започатковане виконання вимог Стокгольмської конвенції, в тому числі і щодо поводження з ПХД. В порядку підготовки до її ратифікації у 2006 році була розроблена перша редакція Національного плану виконання Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі (НПВ) [6].

Національний план виконання Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі (НПВ) є документом, яким передбачено комплекс заходів щодо виконання вимог Стокгольмської конвенції в Україні, і який залежно від результатів його оцінки має переглядатися і оновлюватися регулярно, не рідше одного разу на п'ять років. Останній перегляд і оновлення відбулося у 2012 році.

Стосовно ПХД План заходів передбачає як зміцнення інституційної системи та удосконалення законодавчої бази, так і технічні заходи щодо знешкодження/знищення відходів та обладнання, що містять поліхлоровані дифеніли, а також створення відповідної матеріально-технічної бази.

Разом з тим, через низку причин суб'єктивного й об'єктивного характеру плановані заходи щодо виконання вимог Стокгольмської конвенції стосовно поліхлорованих дифенілів допоки залишаються невиконаними, в тому числі і через недосконалість державного регулювання щодо екологічно обґрунтованого поводження з ПХД. Конкретні заходи стосовно ПХД, якщо і здійснювалися, то переважно в рамках міжнародної допомоги [7].

Оскільки ПХД в Україні ніколи не вироблялись, проблема удосконалення регулювання поводження з ПХБ має зводитися до тих їх джерел, які пов'язані з обсягами, що знаходяться в устаткуванні, матеріалах та відходах. Відповідно нормативно-правове та технічне регулювання має охоплювати весь життєвий цикл ПХБ і розглядатися в трьох аспектах:

- регулювання поводження з ПХБ-вміщуючим обладнанням, яке знаходиться в експлуатації (або виведене з експлуатації);
- регулювання поводження з ПХД як небезпечними хімічними речовинами;
- регулювання поводження з небезпечними відходами, що містять ПХД.

Незважаючи на велику кількість документів, що стосуються захисту навколишнього середовища, промислової безпеки та охорони праці, ці правові норми не повною мірою охоплюють вимоги Стокгольмської конвенції та не забезпечують ефективну інтеграцію її положень у чинне правове поле України, зокрема і стосовно ПХД.

Чинні законодавчі акти хоча і включають всі основні загальноприйняті норми і принципи щодо вимог безпеки, контролю та відповідальності, однак механізми їх реалізації практично відсутні.

Поводження з небезпечними відходами, в тому числі ПХД-вмісними, регулюється в Україні в рамках загального законодавства про відходи. Останнє на цей час налічує понад десятка законодавчих актів, а також низку постанов і розпоряджень Кабінету Міністрів України, комплекс державних стандартів і багато регулятивних документів міністерств та інших відомств.

Небезпечні хімічні речовини. Спеціального законодавчого регулювання щодо небезпечних хімічних речовин в Україні не існує. Вимоги й правила щодо поводження з небезпечними хімічними речовинами і відходами, в т.ч. ПХБ, містяться в численних нормативно - правових актах, що стосуються: охорони навколишнього середовища, безпеки життєдіяльності, промислової та екологічної безпеки, санітарно-епідемічного благополуччя населення, охорони праці, цивільного захисту тощо. Основні напрямки щодо ре-

гулювання обігу небезпечних хімічних речовин в Україні намічені в Концепції хімічної безпеки [1] та отримали подальший розвиток в Указі Президента [9], яким передбачено розроблення окремого закону. Однак базовим на сьогоднішній день залишається Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» [10].

Окремі питання щодо поводження з хімічними речовинами регулюються в рамках законодавства про промислову безпеку. Законодавство щодо вимог промислової безпеки в Україні достатньо розвинене. На сьогодні в Україні для безпечного функціонування техногенної сфери, як базовий, діє Закон України «Про об'єкти підвищеної небезпеки» [15], а також ціла низка відповідних підзаконних нормативно-правових актів.

В той же час слід зазначити, що розвиток і удосконалення законодавчої бази, а також організаційної структури державного управління в сфері охорони навколишнього середовища в цілому і небезпечних речовин та відходів зокрема не супроводжувався вчасним переглядом та розробкою додаткових підзаконних актів.

Поводження з небезпечними відходами, в тому числі ПХД-вмісними, регулюється в Україні в рамках загального законодавства про відходи. Останнє на цей час налічує більше десяти законодавчих актів, а також низку постанов і розпоряджень Кабінету Міністрів України, комплекс державних стандартів і багато регулятивних документів міністерств та інших відомств.

Базовим є Закон України «Про відходи» [16]. В ньому визначені основні принципи і пріоритети, правові, організаційні, економічні основи діяльності, пов'язаної з попередженням (зменшенням) утворення відходів та їх негативної дії на навколишнє середовище, їх збиранням, транспортуванням, зберіганням, обробкою, утилізацією, видаленням, знешкодженням і захороненням, визначені повноваження в цій сфері органів державного управління різних рівнів, органів місцевого самоврядування, спеціально уповноважених органів у сфері поводження з відходами, права і обов'язки підприємств.

Незважаючи на те, що згідно з законодавством України відповідно до переліку небезпечних властивостей відходи поділяються на кла-

си і підлягають обліку, в практиці управління поняття «небезпечні відходи» ідентифікується з поняттям «токсичні відходи», останнє є лише різновидом небезпечних відходів. Класифікація і облік небезпечних відходів здійснюється лише за властивістю токсичності. Аналізуючи кількісні показники поводження з небезпечними відходами, передусім йдеться про токсичні відходи, оскільки облік небезпечних відходів потребує вдосконалення. Відсутні також відповідні нормативно-правові і методичні документи щодо віднесення відходів до категорії небезпечних та визначення категорії небезпечності, хоча такі роботи проводилися і обговорювалися науковою громадськістю [12, 13, 14].

Нині діють Ліцензійні умови провадження господарської діяльності з поводження з небезпечними відходами, затверджені постановою Кабінету Міністрів України від 13 липня 2016 р. № 446. Їх дія поширюється і на ПХД, як різновид небезпечних відходів, але специфіка поводження з ними та особливості завдань, пов'язаних з їх зберіганням, знешкодженням, переробкою тощо не знаходять у документах необхідного відображення. Визначені в них вимоги щодо зберігання відходів на території підприємств та ряд інших позицій є неповними і суперечливими. Очевидною є необхідність їх уточнення чи перегляду з точки зору кваліфікаційних, організаційних, технологічних та інших аспектів діяльності із знешкодження (знищення) ПХД-вмісного обладнання, матеріалів, відходів.

В Україні створено базове правове поле у сфері поводження з небезпечними хімічними речовинами і небезпечними відходами. Чинні законодавчі акти охоплюють всі основні загальноприйняті норми і принципи щодо вимог безпеки, контролю та відповідальності. Існуюча нормативно-правова база забезпечує планування і проведення робіт з поетапного вилучення ПХБ, припинення використання ПХБ-вмісного устаткування, знешкодження відповідних відходів, обмеження викидів і скидів СОЗ у навколишнє середовище.

Разом з тим, в Україні натеper діє застаріла та не досить ефективна нормативно-правова база щодо контролю й утилізації небезпечних відходів і хімічних речовин, у тому числі ПХБ,

не ефективні механізми реалізації законодавчих положень.

З точки зору сучасного науково-технічного досвіду регулювання виробничої і екологічної безпеки під час робіт, пов'язаних із збиранням, зберіганням, маркуванням і затарюванням, первинним обробленням, а також транспортуванням ПХД-вмісного устаткування, матеріалів та відходів, інших СОЗ-вмісних відходів є недостатнім.

Із узагальнення ситуації щодо регулювання поводження з ПХД в Україні висвітлюється ціла низка проблем:

- відсутність моніторингу, цільового обліку, заходів з виявлення запасів ПХБ-вмісного устаткування, матеріалів і відходів, а також забруднених ПХБ ділянок зумовлює невизначеність масштабів відповідних завдань в рамках виконання Україною вимог СК;

- підприємства та організації, які експлуатують ПХД-вмісне устаткування, зберігають відповідні відходи та на території яких можуть бути забруднені ділянки, не володіють повною мірою інформацією про дійсну наявність та вміст СОЗ, оскільки відповідна ідентифікація і виміри цілеспрямовано не здійснювались;

- на підприємствах не ведеться облік ПХБ-вмісного устаткування, матеріалів тощо, особливо того, що виводилося з експлуатації, демонтувалося і зберігалось. Персонал не володіє інформацією щодо вмісту ПХБ в діелектричних оливах та інших об'єктах використання, не відслідковуються витрати і обсяги надходження ПХД та інших СОЗ у навколишнє середовище, не виявляються забруднені ними ділянки;

- в країні відсутні технологічні та апаратурні можливості з видалення відпрацьованих трансформаторів, конденсаторів та інших ПХД-вмісних виробів та відходів, відповідні регламенти не опрацьовані, їх вимоги підпадають під загальні, досить розмиті вимоги щодо небезпечних відходів. Відсутні також регламентні вимоги стосовно затарювання ПХБ-вмісних відходів, їх маркування, знешкодження і очищення у випадку витоків, порядку зливу ПХБ-вмісних олив з трансформаторів, а також специфічні вимоги щодо звітності і контролю.

В той же час слід зазначити, що в Україні існують передумови й можливості вирішення проблеми ПХБ, хоча цей процес може супроводжуватися й певними загрозами, що показано нижче:

За результатами SWOT аналізу основними проблемами у сфері поводження з ПХБ є:

- недосконалість законодавчої та норма-

SWOT-аналіз	
Сильні сторони	Слабкі сторони
Суспільне усвідомлення невідкладності вирішення проблеми поліхлорованих біфенілів в Україні	Недостатність фінансових ресурсів для здійснення заходів з ліквідації ПХБ
Приєднання України до Стокгольмської конвенції та прийняття відповідних зобов'язань	Відсутність будь-яких регуляторних актів щодо поводження з ПХБ
Прийняття Урядом України Плану заходів з виконання Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі	Вкрай повільна реалізація практичних заходів щодо вирішення проблеми СОЗ взагалі і ПХБ зокрема, неналагодженість їх обліку та моніторингу
Міжнародна допомога у вирішенні проблеми поводження з ПХБ	Безконтрольність у минулому зберіганні небезпечних відходів на території підприємств, в тому числі відходів, що містять ПХБ, відсутність спеціалізованих полігонів (центрів, комплексів) по їх знешкодженню та видаленню
Створена нормативно-правова база щодо поводженням з небезпечними відходами, налагоджено їх облік та відповідний контроль	Недосконалість та застарілість нормативно-правової бази щодо поводження з небезпечними хімічними речовинами, її фрагментарність
В Україні склалися сприятливі економічні, технологічні, організаційні передумови для вирішення проблеми ПХБ	Нерозроблені нормативно-правові та організаційно-економічні засади заохочення діяльності щодо вирішення проблеми ПХБ
В Україні наявний значний виробничий, науково-технічний, підприємницький потенціал для вирішення проблеми СОЗ, в тому числі ПХБ	Недосконалість інфраструктури та недостатній розвиток сучасних методів знешкодження ПХБ
Наявність кваліфікованого управлінського, науково-технічного та виробничого персоналу для вирішення проблеми ПХБ	Незадіяність в повній мірі науково-технічного, виробничого персоналу для вирішення проблеми ПХБ
Склалися сприятливі умови для залучення ЗМІ до висвітлення проблеми поводження з ПХБ, розгортання цілеспрямованих компаній по інформуванню щодо загроз, пов'язаних з ПХБ	Недостатня інформованість та усвідомлення населенням, виробничим та адміністративним персоналом загроз, пов'язаних з ПХБ, та важливості вирішення проблеми ПХБ

Можливості	Загрози
Впровадження комплексної та збалансованої державної політики на всіх рівнях управління у сфері поводження з ПХБ	Некоординованість та неузгодженість дій різних структур управління щодо вирішення проблеми ПХБ
Розвиток комплексної та прозорої законодавчої бази та інституційної системи, включаючи заходи із зменшення і запобігання впливу ПХБ на здоров'я населення і навколишнє середовище	Нехтування з боку управлінських та підприємницьких структур ризиками для здоров'я населення і навколишнього середовища, пов'язаними з поводженням із ПХБ
Створення правових передумов для проведення безпосередньо на підприємствах інвентаризації всього обладнання та ділянок (грунтів), які можуть бути забрудненими ПХБ та розроблення відповідних нормативних, регуляторних та методичних документів	Зволікання з боку органів управління прийняття нормативних, регуляторних та методичних документів щодо управління поводженням з ПХБ

<p>Застосування більш чистих технологій, виробів і послуг, що зменшують ризик, формування економічного та нормативно-правового підґрунтя щодо фінансового, матеріально-технічного, інтелектуального забезпечення вирішення проблеми ПХБ, Технічне переоснащення виробничого комплексу на основі інноваційної моделі розвитку з дотриманням “найкращої з доступних технологій”</p>	<p>Недостатність фінансових ресурсів на переоснащення та модернізацію виробничого комплексу на основі інноваційної моделі розвитку з дотриманням “найкращої з доступних технологій”, застарілість існуючого обладнання та відсутність коштів на його заміну на екологічно безпечне</p>
<p>Створення матеріально-технічної бази для очищення трансформаторів та видалення конденсаторів, що містять поліхлоровані біфеніли та застосування відповідних технологій виконання всього комплексу робіт із їх знешкодження, в яких виявлено поліхлоровані біфеніли, транспортування вилучених поліхлорованих біфенілів до місця їх видалення</p>	<p>Орієнтація суб'єктів господарювання, промисловців та підприємців на власні відомчі чи комерційні інтереси без урахування наслідків шкідливого впливу ПХБ на навколишнє середовище та здоров'я людей</p>
<p>Посилення цілеспрямованої діяльності щодо застосування всіх заходів і дій для запобігання, ліквідації, зменшення до прийняттого рівня ризиків для навколишнього середовища і здоров'я людей, пов'язаних з поводженням з ПХБ</p>	<p>Забруднення навколишнього середовища та негативний вплив на здоров'я людей ПХБ через відсутність у минулому адекватної реакції на створювану ними небезпеку</p>
<p>Розроблення і впровадження організаційних і економічних механізмів стимулювання підприємств - власників ПХБ-вмісного обладнання щодо виведення такого обладнання з експлуатації та його знешкодження.</p>	<p>Неналежна увага з боку органів управління до проблеми ПХБ та відсутність політичної волі</p>

тивно-методичної бази щодо поводження з ПХБ-вмісним обладнанням та відходами, що містять ПХБ;

– недостатність дієвих економічних важелів та відповідної державної підтримки для стимулювання підприємств - власників ПХБ-вмісного обладнання щодо виведення такого обладнання з експлуатації та його знешкодження;

– відсутність мотивації щодо залучення у цю сферу приватного капіталу;

– належним чином не організований облік ПХБ-вмісного обладнання та відходів, моніторинг їх потоків, невизначеність щодо їх інвентаризації, ідентифікації і класифікації;

– відсутність сучасних методів та достатніх потужностей із знешкодження та зберігання небезпечних відходів, що містять ПХБ, нерозвиненість відповідної інфраструктури.

– встановлення порядку зберігання відходів, насамперед небезпечних, на території підприємств.

Висновки. Проведені дослідження показали, що масштабність міжнародних зобов'язань, що постали перед Україною у зв'язку з приєднанням до Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі, вимагає всебічного аналізу шляхів вирішення відповідних завдань.

В Україні відсутня власна база для ефективного поводження з ПХД і регулювання відповідних процесів. Відсутня належна інфраструктура, зберігаються прогалини в чинному законодавстві і нормативних положеннях. Неналагоджена координація діяльності міністерств і відомств, що пов'язані з вирішенням проблеми ПХД.

Поряд з цим недостатньою залишається обізнаність про загрозу здоров'ю людей, що створюється СОЗ взагалі й ПХД зокрема, та про ступінь забруднення ними навколишнього середовища. Недостатньо підтримуються наукові дослідження з розробки екологічно і економічно ефективних методів знешкодження ПХД. Наразі, недостатнім є потенціал установ, що мають відповідати за вирішення проблеми ПХД в

рамках виконання зобов'язань Стокгольмської конвенції.

Україна є стороною цілої низки міжнародних угод, однак, наявна в Україні нормативно-правова база щодо поводження з ПХБ, наявність в застарілих та неприйнятних технічних стандартів не відповідає міжнародним вимогам. Необхідно розробити й впровадити нові нормативно-правові та регулятивні акти, які б охоплювали весь життєвий цикл ПХБ в Україні: від експлуатації ПХБ-вмісного устаткування та утилізації після виведення з експлуатації. Крім того, нові нормативно-правові та регулятивні акти повинні бути інтегровані в систему правозастосування на усіх рівнях і в різних органах державної влади.

На наш погляд, визначальними передумовами для вдосконалення правового та технічного регулювання у сфері поводження із СОЗ в цілому та ПХБ зокрема можна зазначити такі::

- проглядається необхідність більш чіткого визначення відносин власності щодо небезпечних відходів в цілому та ПХБ-вмісних зокрема, маючи на увазі накопичені на території підприємств, а також ділянки із забрудненими територіями, тобто чітке визначення власників ПХБ-вмісних відходів, виведеного з експлуатації ПХБ-вмісного устаткування, забруднених ПХБ матеріалів, територій;

- потребує подальшого розвитку правова база стосовно об'єктів накопичення відходів, які розташовані на території підприємств і їм належать – стосовно порядку їх зберігання, контролю та відповідальності;

- створення правового підґрунтя для проведення безпосередньо на підприємствах інвентаризації всього обладнання та ділянок (ґрунтів), які можуть бути забрудненими ПХБ, розроблення та затвердження на державному рівні Порядку обліку обладнання та матеріалів, які містять ПХБ, введення в дію організаційно-адміністративних, економічних та інших механізмів для продовження спеціальної інвентаризації ПХД-вмісних об'єктів і реалізація жорстких заходів екологічного контролю;

- внесення ПХБ до переліку заборонених чи суворо обмежених для використання небезпеч-

них хімічних речовин, який формує Міністерство охорони здоров'я України;

- формування регулятивної (інструктивно-методичної тощо) бази управління відповідними процесами, створення регіональних центрів управління і мережі збирання і розповсюдження інформації;

- розроблення і застосування методології моніторингу, як необхідної умови впровадження контролю за станом ситуації щодо ПХД, а в наступному - для оцінки екологічної ефективності національної політики у сфері СОЗ;

- розширення просвітницько-інформаційної діяльності, організація навчальних і професійних програм тощо, розрахованих на широкі кола громадськості;

- сприяння створенню достатнього фінансового і технологічного потенціалу для початку масштабних робіт із знешкодження ПХД.

- розроблення національної платформи співпраці для об'єднання державних, регіональних і місцевих фінансових можливостей, урядових і приватних джерел фінансування, міжнародних фондів - для послідовної реалізації завдань, що постають із зобов'язань України по Стокгольмській конвенції щодо СОЗ.

- забезпечення значного зростання ролі місцевих органів і приватного сектору у вирішенні на місцях найбільш гострих природоохоронних проблем, пов'язаних з СОЗ-ми, ПХД та іншими небезпечними речовинами.

Вирішенню проблеми ПХД сприяло б затвердження Технічного регламенту «Поводження з ПХБ», який би охоплював весь життєвий цикл ПХБ: починаючи від експлуатації, інвентаризації, маркування, вилучення, знешкодження/знищення обладнання та відходів, що містять поліхлоровані біфеніли.

Виконання вимог Стокгольмської конвенції для України є достатньо складним процесом, який включає зміни як на законодавчому рівні, так в системі управління. До цього додаються значні фінансові потреби на практичну реалізацію заходів. Однак, на нашу думку це є виправданим, оскільки надасть державі можливість

перейти на новий рівень управління якістю довкілля та відповідальності за його забруднення. Відтак, нагальним питанням є проведення більш детальної фінансової оцінки щодо витратної частини й визначення першочергових заходів та, відповідно, здійснення їх поетапної реалізації.

ЛІТЕРАТУРА

1. Концепція підвищення рівня хімічної безпеки, схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 17 грудня 2008 р. N 1571-р, URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1571-2008-%D1%80#Text>
2. Стокгольмська конвенція про стійкі органічні забруднювачі (офіційний переклад). - URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_a07#Text
3. Закон України «Про ратифікацію Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі» (N 949-V від 18.04.2007, ВВР, 2007, N 30, ст.396). - URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/949-16#Text>
4. Воронова Л.Д. Полихлорированные бифенилы в мониторинге природной среды // Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. —М, 1987. —С. 53–60.
5. Горобей М.С. Аналіз результатів досліджень техногенного забруднення довкілля територій навколо вуглевидобувних підприємств / Горобей М.С., Улицький О.А., Бойко К.Є., Клименко О.О. // Екологічні науки. – 2020 – № 6(33) – с 57-61.
6. Національний план виконання Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі. – Київ, 2006. – 279 с.
7. Реалізація проекту «Екологічно обгрунтоване поводження та остаточне видалення поліхлорованих дифенілів (ПХД) в Україні. - URL: <http://ecolog-ua.com>
8. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» (№ 1264-XII від 25.06.1991). - URL: zakon.rada.gov.ua/laws/annot/1264-12
9. Указ Президента України від 19 березня 2021 року № 104/2021 Про рішення Ради національної безпеки і оборони України від 19 березня 2021 року «Про заходи щодо підвищення рівня хімічної безпеки на території України». - URL: <https://www.president.gov.ua/documents/1042021-37417>
10. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» (№ 1264-XII від 25.06.1991). - URL: zakon.rada.gov.ua/laws/annot/1264-12
11. Поліхлоровані біфеніли, поліхлоровані терфеніли (ПХБ та ПХТ: Посібник з охорони здоров'я та безпеки. URL: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/39892>
12. Міщенко В.С., Виговська Г.П., Окремі проблемні питання щодо поводження з небезпечними відходами //Матер. Міжн. науково-практичної конференції “Проблеми і рішення у сфері поводження з небезпечними відходами” 19-23 червня 2006 року” (с. Піщане, АР Крим) – К.: Знання, 2006, с. 6-14
13. Виговська Г.П. Деякі аспекти нормативно-правового врегулювання поводження з небезпечними відходами// Матеріали конференції “Проблеми безпеки оточуючого середовища та життєдіяльності людини (29 травня – 2 червня 2006 р., м. Ялта) – К.: “Знання” –2006, с.
14. Наказ Держстату України від 19.08.2014 № 243 URL: www.ukrstat.gov.ua/norm_doc/2014/243/243_2014.htm
15. «Про об’єкти підвищеної небезпеки» (№ 2245-III від 18.01.2001). - URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2245-14#Text>
16. Закон України «Про відходи» від 05 березня 1998 р. №187/98-ВР [із змінами і доп., внесеними законами України]. - URL:
17. <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/187/98-вр>.
18. Updated technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with polychlorinated biphenyls (PCBs), polychlorinated terphenyls (PCTs) or polybrominated biphenyls (PBBs) URL: <http://www.basel.int/Portals/4/Basel%20Convention/docs/pub/techguid/tg-PCBs.pdf>

АНАЛІЗ СУЧАСНОГО СТАНУ ПРОБЛЕМИ ХІМІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ НА ТЕРИТОРІЇ АЕРОПОРТУ

Черняк Л.М., Павлова М.С., Гречаний Д.О., Яремчук Л.О.

Національний авіаційний університет
просп. Любомира Гузара, 1, Київ, 03058
pavlova_M@ukr.net

У статті авторами проаналізовано сучасний стан проблеми впливу діяльності аеропортів та здійснення авіатранспортних процесів на стан навколишнього середовища. Вплив здійснюється на всі компоненти навколишнього середовища у більшому, чи меншому ступені. Важливим є те, що вплив авіаційної галузі має як глобальних характер, так і локальний. Зокрема, хімічне забруднення ґрунтів та ґрунтових вод на території аеропортів має локальний характер. Визначено основні шляхи забруднення ґрунтів у результаті здійснення авіатранспортних процесів. А саме, змивання в ґрунтовий покрив хімічних речовин, що використовуються для експлуатації аеропортів і техніки; осідання з повітря викидів відпрацьованих газів у результаті роботи літаків і спецавтотранспорту; виливи паливно-мастильних матеріалів. Також, атмосферні опади, потоки дощових і талих вод, що поглинають частину шкідливих викидів авіатранспорту та спецавтотранспорту, які осідають на аеродромі. Як результат, порушується здатність до самовідновлення компонентів довкілля, що спричиняє підвищення рівня екологічної небезпеки на території сучасних аеропортів та прилеглих до них територіях.

Визначено, що найбільше хімічне забруднення ґрунту спостерігається на складах паливно-мастильних матеріалів, майстернях з технічного обслуговування, платформах та вздовж злітно-посадкової смуги, особливо там, де літаки злітають та приземляються. Обґрунтовано необхідність застосування сучасних технологій захисту навколишнього середовища для підвищення рівня екологічної безпеки аеропортів.

Ключові слова: хімічне забруднення, ґрунти, нафтопродукти, аеропорт, екологічна безпека, технології захисту.

Analysis of the state of chemical soil contamination at the airport grounds. Cherniak L.M., Pavlova M.S., Hrechanyi D.O., Yaremchuk L.O.

In this article, the authors analyze the impact that airports and air transport has on the environment. All components of the environment are affected to a certain extent. It is important to note that the impact of the aviation industry is both local and global. In particular, chemical contamination of soil and groundwater at the airport grounds is local in nature. The authors identify the main ways of soil contamination as a result of air transport operation: discharge of the chemicals used for aircraft operation and maintenance into the soil; sedimentation of the exhaust gasses; fuel and lubricant spills; precipitation, rainwater and meltwater flows absorbing harmful emissions from aircrafts and land transport. All these factors impair the environment's ability to self-renew, which increases the environmental hazard on the grounds of airports.

It has been determined that the most chemical contamination of the soil is found in fuel and lubricant warehouses, maintenance workshops, platforms and along the runway, especially where aircraft took off and landed. The authors substantiate the need to use modern environmental technology in order to increase the environmental safety of airports.

Keywords: chemical contamination, soil, petroleum, airport, environmental safety, protection technology.

Аеропорти є важливим складовим елементом інфраструктури повітряного транспорту і транспортної системи України, оскільки їх діяльність спрямована на приймання та відправлення пові-

тряних суден, пасажирів, багажу, пошти, вантажів, обслуговування польотів повітряних суден та екіпажів. З метою реалізації поставлених завдань кожен аеропорт, здебільшого, має в своєму складі аеродром, аеровокзал, наземні споруди, необхідну структуру, обладнання, авіаційний та обслуговуючий персонал [1].

Основними джерелами забруднення в аеропорту є літаки, що виконують функції зльоту та посадки, рулювання на доріжках, наземний транспорт аеропорту, а також громадський та особистий транспорт, який доставляє людей до аеропорту. Крім цього, існує шумове забруднення, але шляхом постійної модернізації літаків, воно істотно скорочується.

Функціонування аеропортів передбачає такі види господарської і техногенної діяльності, як експлуатація повітряних суден та наземної техніки, що супроводжується викидами відпрацьованих газів, продуктів згорання авіаційного палива, їх осідання на ґрунти та виробничу поверхню; миття та обробка літаків, злітних смуг засобами від обледеніння; утримання в належному стані авіаційно-технічних баз, навігаційних споруд, підсобних приміщень; гігієнічне обслуговування потреб пасажирів згідно з санітарними вимогами, які спричиняють забруднення землі та води стоками з різними механічними, фізичними і хімічними домішками (осад, стружка, бруд, пісок, нафтопродукти, бензол, свинець тощо), негативно впливають на окремі природні об'єкти, екологічну систему в цілому та ставлять під загрозу здоров'я людей.

Основні шляхи забруднення ґрунтів у результаті здійснення авіатранспортних процесів такі:

- змивання в ґрунтовий покрив хімічних речовин, що використовуються для утримання аеропортів і техніки;
- осідання з повітря викидів у результаті роботи літаків і спецавтотранспорту;
- розливи (аварійні та експлуатаційні) нафтопродуктів.

Дослідження свідчать, що рівень забруднення ґрунтів у межах авіаційних підприємств досить високий. У середньому 1 м² ґрунту містить до 200–250 г органічних і неорганічних хімічних речовин штучного походження [2-5].

Власне стоки від експлуатації аеропортів, переважно, утворюються в результаті мийки корпусів повітряних суден, поверхневої обробки окремих деталей повітряних суден (шасі, крил), за рахунок зливової води з ділянок з твердим покриттям і стоків від місць громадського призначення. Стоки зливової води можуть містити забруднюючі речовини від витоків мазуту, дизельного та авіаційного палива, що виникають при експлуатації, ремонту і технічного обслуговування наземних допоміжних транспортних засобів, зберіганні палива та поводження з ним. А в холодну пору року стоки в аеропортах містять протиобмерзаючі рідини для літаків та злітно-посадкових смуг у складі етилену, пропіленгліколю, ацетат калію і ацетат натрію тощо.

Щодо основних шляхів забруднення ґрунтів у результаті авіатранспортних процесів, науковці виділяють змивання в ґрунтовий покрив хімічних речовин, що використовуються для утримання аеропортів і техніки; осідання з повітря викидів у результаті роботи літаків і спецавтотранспорту; виливи палива. Також, атмосферні опади, потоки дощових і талих вод розмивають частину шкідливих викидів авто- та авіатранспорту, які осідають на аеродромі.

У пришляховому просторі при зльоті літака приблизно 50% викидів у вигляді мікрочастинок відразу розсіюється на прилеглих до аеропорту територіях. Нагромадження забруднюючих речовин у пришляховій смугі призводить до забруднення екосистем і робить ґрунти на прилеглих територіях непридатними до сільськогосподарського використання. Таким чином, авіація є джерелом досить широкого спектру факторів негативного впливу на довкілля [2]. У зв'язку з цим своєчасним і актуальним є аналіз нормативної бази та практичних екологічних заходів щодо захисту природних об'єктів, зокрема води і ґрунтів, від стоків аеропортів.

Значне забруднення ґрунтового покриву в межах аеропортів відбувається через виливи нафтопродуктів. Поверхневі стоки із території аеропорту характеризується значним вмістом важких металів (ВМ), органічних домішок та інших речовин. Зростання ж промислово-економічних показників у галузі цивільної авіації неминуче призведе до збільшення навантажень на всі

компоненти природи: атмосферне повітря, воду, ґрунти, тваринний та рослинний світ. Поки що інтенсивність такого впливу значно менша, ніж у наземних видів транспорту, але вона постійно зростає. Так, порівняно з 1955 р., кількість викидів шкідливих речовин у атмосферу двигунами повітряних суден зросла майже в 5 разів, застосування токсичних і небезпечних речовин у технологіях ремонту і обслуговування повітряних суден збільшилось у 3,5 рази, інтенсивність шуму – на 20 % [3]. Також, спостерігається зростання рівня забруднення ґрунтів на території сучасних аеропортів та на прилеглих до них територіях.

Ґрунт найбільш чутливий до техногенної діяльності людини. Ґрунтовий покрив є найтоншою оболонкою Землі. У чорноземі товщина найбільш родючого шару зазвичай не перевищує 80-100 см, а у багатьох ґрунтах у більшості природних районів товщина 15-20 см. При знищенні рослинності ґрунти швидко піддаються ерозії.

Без повного врахування впливу людських факторів та руйнування збалансованих природних екологічних взаємозв'язків у ґрунті, небажаний процес мінералізації гумусу, кислотності або лужності швидко збільшувався, що серйозно погіршує властивості ґрунту. В граничних випадках відбувається локальне руйнування ґрунтового покриву. Підвищена чутливість, крихкість ґрунтового покриву внаслідок обмеженого буферного ефекту та стійкості ґрунту до впливу сил, не властивих в екологічному відношенні. Враховуючи той факт, що сучасні аеропорти належать до техногенно-небезпечних об'єктів, нами було поставлено за мету аналіз проблеми хімічного забруднення ґрунтів на території аеропорту та на прилеглих територіях. Автори [3-9] зазначають, що важкі метали, нафтопродукти та інші хімічні речовини стають все більш поширеними забруднювачами ґрунтів, що призводить до утворення штучних пустель поблизу аеропортів.

Ґрунт поблизу аеропортів забруднений солями важких металів і органічними сполуками в радіусі до 2-2,5 км. В осінньо-зимовий і весняний періоди здійснюється антижелезна обробка авіаційного транспорту і видалення сніжно-льодових відкладень з штучного покриття аеродромів. При цьому використовуються активні

антижеледні препарати і реактиви, що містять сечовину, аміачну селітру, поверхнево-активні речовини, що теж потрапляють у ґрунт.

Порівняно з атмосферою або водою, ґрунт – це система менш динамічна та більш буферна. Однією з характеристик ґрунту є те, що в ньому накопичується інформація про процеси та зміни, що відбулися, тому вона може не лише вказувати на стан навколишнього середовища (НС) в певний час, але й відобразити минулі процеси.

Забруднення ґрунту відбувається через те, що забруднюючі речовини з повітря осідають на поверхні ґрунту і забруднювачі потрапляють в атмосферу з відпрацьованими газами літаків, наземних авіаційних технік та топків котельних.

Ґрунт має захисну дію на природні води, атмосферу та рослинність. Водночас, ґрунт виконує захисну функцію і може бути основним джерелом багатьох хімічних речовин, які забруднюють природну воду та становлять небезпеку для рослин. Рух ВМ вздовж ґрунтового профілю призводить до перерозподілу забруднюючих речовин у ґрунті і, отже, до перерозподілу сусіднього середовища (рослин, води, повітря). На відміну від органічних хімічних забруднювачів, які розкладаються з часом, ВМ можуть бути перерозподілені лише між різними компонентами природного середовища, і час їх розкладання може становити тисячі років.

Огляд ґрунту поблизу аеропорту показав, що вміст у ньому важких металів зріс більш ніж у 20 разів [2-5]. Найбільше забруднення спостерігалось на складах паливно-мастильних матеріалів, майстернях з технічного обслуговування, платформах та вздовж злітно-посадкової смуги, особливо в місцях, де літаки злітали та приземлялися. У ґрунті виявлено ВМ від 8 до 18 мг/г, забруднення було сильним і помірним, його вміст значно перевищував допустимий рівень.

Зазвичай ґрунт біля аеропорту забруднюється такими ВМ: цинком, міддю, свинцем, хромом, оловом, вольфрамом та деякими металами (кобальтом, нікелем, кадмієм, стронцієм, сріблом, літієм).

Дослідження, які були проведені в країні та за кордоном, показують, що рівень забруднення

грунту в аеропортах та в зонах, де займаються технічним обслуговуванням літаків, високий. Кожен 1 м² ґрунту може містити до 200-250 грамів органічних та неорганічних хімічних речовин із штучних джерел.

Велика територія аеропорту зазнала вітрової ерозії. Цьому процесу сприяє забруднення ґрунту паливно-мастильними матеріалами та викидам газів у НС внаслідок викидів від двигунів внутрішнього згоряння та спеціальних транспортних засобів.

Через випадкові витіки забруднення ґрунту є найбільш серйозним у місцях, де заправляють та заправляють транспортні засоби.

Цілісність системи ґрунт-рослина свідчить про необхідність вивчення і хімічного впливу повітряного транспорту на рослини.

Забруднення рослин поділяють на зовнішні (випадають на поверхню листя і стебла) і внутрішні (що надходять у клітини через коріння). Коли забруднювачі потрапляють у коріння рослин, починається запуск захисних механізмів. Вони обмежують проникнення забруднюючих речовин в наземні органи та їх участь у клітинних метаболічних реакціях. Для різних забруднювачів захисна здатність рослин демонструє різні показники: свинець залишається в коренях, а кадмій легко проникає в наземні частини рослин [3].

Характер поглинання та накопичення ВМ рослинами в забруднених умовах залежить від ступеня забруднення, селективності рослин та впливу супутніх викидів, що сприяють підкисленню або залуженню ґрунтових розчинів.

Між хімічним складом рослин та елементним складом НС існує безперечний зв'язок, однак через вибіркочувальність рослин до акумуляції елементів порушується пряма залежність вмісту ВМ у рослинах від вмісту у ґрунту.

Поглинання елементів рослинами залежить не тільки від реакції в системі ґрунт-розчин, а й від взаємодії між розчином і рослиною, яка буде змінюватися залежно від концентрації елемента.

Порівнюючи глибину міграції ВМ у ґрунті без рослинності та з рослинністю, в останньому

випадку ми виявляємо, що глибина проникнення їх дещо більша. Крім того, було встановлено, що показник ґрунтозахисної здатності (ґрунтовий бар'єр) безпосередньо залежить від здатності металу мігрувати у рухливу форму при переході до системи ґрунт-рослина [4].

Забруднення ґрунтів поблизу аеродромів має локальний характер і пов'язане із розливом рідини, викидами сажі та газоподібних токсичних речовин, які осідають на поверхні ґрунту. Крім того, проблемою є тверді відходи (побутові, промислові та будівельні).

Ерозія та забруднення ґрунту в районах поблизу аеродромів спричинені затопленням стічними водами зі штучних поверхонь та водонепроникних ґрунтів. У деяких аеропортах через необережне зберігання та споживання палива, концентрація НП у цих водах досягає 12 мл/л при нормі 0,05 мл/л, що перевищує в 240 разів. Рослини гинуть на таких землях, і навіть 30% врожаю, зібраного з менш забруднених територій також гине.

Більш небезпечні підземні втрати палива. Це спричиняє забруднення підземних вод та дефіцит питної води в прилеглих районах. Крім того, при подачі палива з резервуарів у баки паливної системи (ПС) вода буде всмоктуватися в те місце, де ущільнення порушено. У результаті чого з'являється неякісне паливо, а літаки, що заправлялись таким паливом, мали передумови до аварії.

Отже, поверхня ґрунту легко забруднюється. Висока концентрація різних хімічних речовин у ґрунті шкідливо впливає на життєдіяльність ґрунтових організмів. У той же час, втрачається здатність ґрунту очищатися від різних патогенних мікроорганізмів, що у подальшому буде мати серйозні наслідки для людини, флори та фауни.

Забруднення ґрунту в районі аеропорту обумовлене тим, що забруднювачі з повітряного басейну осідають на поверхні ґрунту, а потрапляють вони в атмосферу з відпрацьованими газами літаків, наземних авіаційних технік та топків котельних.

Отже, можемо зробити висновок про те, що у результаті функціонування сучасного аеропорту здійснюється постійний вплив на навко-

лишнє природне середовище. З огляду на базові положення «Основних напрямків державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки» (постанова Верховної Ради України від 05.03.1998 р. № 188/98-ВР) шкідливий вплив авіації на довкілля поділяється на локальний (проблеми забруднення викидами та скидами шкідливих речовин атмосферного повітря, підземних вод та ґрунту в районі розташування аеропортів тощо) та глобальний. Тому для розв'язання екологічних проблем цивільної авіації авторами пропонується розробити технології захисту ґрунтів та ґрунтових вод від забруднення стоками аеропортів, а також методи фітотомоніторингу екологічного стану підприємств авіаційного транспорту.

ЛІТЕРАТУРА

1. Запорожець В.В., Шматко М.П. Аеропорт: організація, технологія, безпека. Київ: Дніпро, 2002. 168 с.
2. Ашфорд, Н. Функционирование аэропорта / Н. Ашфорд, Х. П. М. Стентон, К. А. Мур; Пер. с англ. В. И. Ноздрина. М.: Транспорт, 1991. 372 с.
3. Процько Я.І. Вплив нафти та нафтопродуктів на ґрунтовий покрив // Вісн. Полтавськ. держ. аграрн. академії.: Вип. 2. 2010. 189-191 с.
4. Шестопалов О. В. Охорона навколишнього середовища від забруднення нафтопродуктами: навч. посіб. / Шестопалов О. В., Бахарева Г. Ю., Мамедова О. О. та ін. Х. : НТУ «ХП», 2015. 116 с.
5. Radomska M.M., Madzhd S.M., Cherniak L.M., Mikhyeyev O.M. Environmental Pollution in the Airport Impact Area—Case Study of the Boryspil International Airport // *Ecological Problems*. — 2020. — volume 5, no. 2, pp. 76–82.
6. Смазочные материалы в техносфере и биосфере: экологический аспект : [монография] / А. Ю. Евдокимов, И. Г. Фукс, И. А. Любинин. — К. : Итака-Н, 2012. — 292 с.
7. Маджд С.М. Наукові методи щодо контролю якості ґрунтів як індикатора екологічної небезпеки на техногенно навантажених територіях / С.М. Маджд, О.В. Тагачинська, Є.О. Бовсуновський // Вісник Кременчуцького національного університету. — 2016. — №2 (97). — С. 115–121.
8. Cherniak L. Shtyka O., Bilyk T. Soil decontamination on airports territories: peculiarities and challengers. *International Symposium on Sustainable Aviation, September 10-13, 2017: abstracts*. — Kyiv, 2017. — P. 77.
9. Франчук Г. М., Антонов А. М., Маджд С. М., Загоруй Я. В. Екологічна оцінка впливу авіаційних транспортних процесів на якість компонентів довкілля. *Вісник НАУ*. 2006. №1. С. 184–190.

УДК 504

ВИЗНАЧЕННЯ ВПЛИВУ МІСЦЯ ВИДАЛЕННЯ ВІДХОДІВ (ЗБЕРІГАННЯ ЗОЛОШЛАКІВ) ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» НА ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ, ҐРУНТУ, ПОВЕРХНЕВИХ ТА ПІДЗЕМНИХ ВОД

Іващенко Т.Г., Шусть В.І., Гуленко О.Б.

Кафедра екологічного аудиту та експертизи
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
etmaa.dea@ukr.net

У роботі представлені результати проведення аналізу, систематизації інформації та проведення досліджень щодо забруднення повітря, ґрунту, поверхневих та підземних вод в зоні впливу золошлаковідвалу ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ», що знаходиться по вул. Здолбунівській в Дарницькому районі м. Києва місця видалення відходів (зберігання золошлаків) та наведені висновки щодо покращення його екологічного стану.

Ключові слова: атмосферне повітря, екологічна безпека, золошлаки, золошлаковідвали, вплив на довкілля золошлаків ТЕЦ.

Determining the impact of ash-slag dump on air, soil, surface and groundwater. Ivashchenko T, Shust V, Hulenko O.

The article presents the results of analysis and research on air, soil, surface and groundwater pollution in the area of impact of the ash-slag dump, located in Darnytskyi district of Kyiv. Conclusions are given on the improvement of its ecological condition.

Keywords: atmospheric air, ecological safety, ash-slag, ash-slag dumps, environmental impact of CHP ash-slag.

Постановка проблеми

На території України нараховується 25 потужних теплоелектростанцій (ТЕС) та значна кількість котелень, теплоелектроцентралей (ТЕЦ) та інших підприємств цієї галузі. Протягом року

вони продукують близько 30 млн т золошлакових відходів, котрі складають для країни значну екологічну проблему.

При спалюванні твердих видів палива в топках теплових електростанцій утворюються відходи у вигляді шлаку і золи. Зола і шлак є великотоннажними відходами. Так, наприклад, теплова електростанція потужністю 1 млн кВт/добу спалює близько 10000 т вугілля, при цьому утворюється близько 1000 т золи і шлаку [1]. Вони є продуктами високотемпературної (1200–1700°C) обробки мінеральної частини палива. Золю уловлюють за допомогою води в спеціальних бункерах і видаляють у вигляді пульпи гідротранспортом в золовідвали. Шлаки гранулюють шляхом швидкого охолодження водою і видаляють у відвали сухим або гідравлічним способом разом із золою. Вихід золошлакових відходів залежить від виду палива і складає: в бурому вугіллі 10–15 %, в кам'яному 3–40 %, в горючих сланцях 50–80 %, в мазуті 0,15–0,20 %.

Щорічно в Україні утворюється близько 8 млн тонн золошлакових відходів, а їх зберігання супроводжується низкою вкрай негативних наслідків для довкілля та здоров'я людини. Обсяги вже накопичених відходів облічуються сотнями мільйонів тонн, які займають значні площі земель. При цьому, майже всі золошлаковідвали українських вугільних ТЕС та ТЕЦ вже майже заповнені, а можливості їх розширювати немає через те, що потрібні нові території.

При поточних темпах утворення цих відходів можливості для їх зберігання будуть остаточно вичерпані вже за 5-7 років на переважній більшості підприємств, а ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» у м. Києві вже зіткнулися з цією проблемою.

Опис технологічного процесу утворення золошлаку

При експлуатації топкових пристроїв утворюються золошлакові відходи. Топкові пристрої електричних котлів призначені для спалювання природного газу або твердого палива. На ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» застосовують донецький антрацитовий штиб «АШ» та «Т», який має вологість 10-11%, зольність 27-30% [2]. Після вигорання горючої складової палива залишається її негорюча складова, частина якої у вигляді сажі (золи) виноситься димовими газами, а частина у вигляді шлаку осідає на дно котла. При видаленні шлаку застосована технологія рідкого шлаковидалення.

Все обладнання гідрозоловидалення поділяється на:

- обладнання призначене для видалення сажі і очищення димових газів;
- обладнання прийому і гранулювання шлаку;
- обладнання пов'язане з транспортуванням сажі та шлаку від комодів до золовідвалу.

Шлак збирається на горизонтальному поді в нижній частині топки. Обов'язковим є нагрів цього шлаку до рідкого стану. Через отвір рідкий шлак витікає в ванну (комод) з водою, де застигає у вигляді невеликих зернин (гранул). До складу сажі і шлаку входять сполуки кремнію, алюмінію, заліза, кальцію тощо.

Для збереження високої температури рідкого шлаку нижня частина екранних труб закрита запалюючим поясом. Под топки складається з вогнетривких матеріалів, які лежать на горизонтальній металічній рамі, що спирається на нахилені труби холодної лійки. Великий вплив на ефективність видалення рідкого шлаку має відсутність припливів холодного повітря в нижню частину топки котла. Витікання рідкого шлаку припиняється при зниженні навантаження котла,

коли зменшується температура топкових газів. В періоди тимчасового зниження навантаження котла шлак поступово накопичується в поді. Коли паропродуктивність котла знову зростає, цей шлак за короткий час знову розплавляється. Витікання великої кількості шлаку може призвести до закипання великої кількості води в комоді і утворенню великих глиб шлаку, що порушує нормальний технологічний процес рідкого шлаковидалення. При застосуванні рідкого шлаковидалення в камерній топці вловлюється 20-30% сажі. Спуск шлаку зі шлакозливних шахт на котлах здійснюється три-чотири рази за зміну, в залежності від навантаження котла. В комплект обладнання, призначеного для транспортування шлаку, входять золосливні насоси і обладнання багетної насосної станції. Шлак і вода по каналах гідрозоловиділення поступають на всмоктування багетних насосів, які відкачують шлакозолу пульпу по нитках шламопроводів на золовідвал. Шлако- та сажоводяна пульпа, яка потрапляє в канали гідрозоловиділення, змивається і транспортується по каналу водою з пробуджуючих сопел, встановлених в канал з інтервалом 6-10 метрів. Для зменшення зношуваності канал облицьований чавунними лотками.

Транспортування золошлаків від головного корпусу до золовідвалу здійснюється по двох футерованих золошлакопроводах зі скиданням пульпи в золовідвал, покритий водою, що запобігає його пиління. Скидання освітленої води здійснюється через існуючий шахтний колодязь у поверхневій воді. Колодязь розташований у південно-західній частині золовідвалу.

Загальна характеристика місця видалення відходів

Місце видалення відходів (далі – МВВ) ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» знаходиться по вул. Здобунівській в Дарницькому районі м. Києва. Золовідвал організований у природній зниженій місцевості (озеро Гарячка утворене на місці кар'єру, де раніше частково здійснювалася виїмка піщаного ґрунту для потреб міста). Площа складає 138951 м². Місця видалення відходів (МВВ) експлуатується з 1959 р. [3].

МВВ представляє собою технічну водойму, заповнену золошлаковою сумішшю, відкрите, заглиблене в землю, наливне, неглибокого заля-

гання, донний ізоляційний екран – відсутній, золошлаковідвал огорожений дамбою, первинна дамба з намівного піску та суглинку, дамба нарощування – золошлак. довжина нарощувальної дамби – 308,86 м, ширина гребня первинної дамби – 5,16 м. Під'їдні шляхи з твердим покриттям. Територія золовідвалу по всьому периметру огорожена бетонними та металевими конструкціями.

МВВ знаходиться за 4 км від гирла річки Дніпро. Підземні води знаходяться на глибині 5,5 м. Зона аерації представлена супістю мулистою потужністю 1,0 м, піском дрібнозернистим – 1,0-5,5 м.

МВВ розбито на дві секції, на секції №1 споруджена та діє зрошувальна система. На секції №2 зволоження золошлакової суміші здійснюється за допомогою ручного поливання з рукавного трубопроводу та поливо-миючої машини. Крім того, поливо-миючою машиною при необхідності здійснюється поливання дамби спорудженої по периметру золонакопичувача.

Для запобігання зміни рівня підземних вод на прилеглий до золовідвалу території, запобігання виходу кривої дисперсії на низовий укіс огорожувальної дамби та забезпечення стійкості дамб, в основі огорожувальних дамб була влаштована колекторно-дренажна мережа. Дренаж влаштований по периметру золовідвалу на глибині 3-4 м.

Колекторно-дренажна мережа виконана з поліетиленових дренажних труб ДСТУ Б В.2.7-35.2007 діаметром 200 мм, 300 мм, 400 мм в обмотці геотекстильним полотном в один шар і фільтровою обсіпкою із щебеню фракції 5-10 мм. Загальна довжина колекторно-дренажної мережі складає 1639 м, а саме: діаметр 200 мм – 982 м., діаметр 300 мм – 272,47 м, діаметр 400 мм – 384,53 м.

Для спостереження за роботою дренажу влаштовані оглядові і потаємні колодязі із збірних залізобетонних елементів.

Випуск дренажних вод виконано з поліетиленових труб діаметром 500 мм. Вихідний оголовок випуску виконаний підпірною сіткою із бетону й збірних залізобетонних лотків. Відведення дренажних вод відбувається в меліоративний канал.

На МВВ проводиться моніторинг стану навоколишнього природного середовища.

Систематичний контроль за станом підземних вод території золовідвалу проводиться співробітниками ТЕЦ по відомчій мережі режимних свердловин. Стаціонарні спостереження проводяться по 3-м режимних свердловинах. Здійснюється контроль за коливаннями рівнів поверхні ґрунтових вод, визначення вмісту забруднюючих речовин та токсичної дії.

Відбір проб води для хімічного аналізу проводиться за допомогою пробовідбірників. При цьому обов'язковою умовою є механічне або ручне прокачування свердловин з витягом не менш двох обсягів води, що втримується в стовбурі свердловини.

Проби відбираються два рази на рік у періоди, що характеризуються високим і низьким стоянням рівня підземних вод. Найбільш зручним для цих замірів є період весняного або осіннього максимумів рівня й період передвесняного мінімуму. Така частота достатня для встановлення факту забруднення як по площі, так і в розрізі. Відбір проб може бути скорочений до одного разу в рік при незначних сезонних змінах у режимі хімічного складу й вмісту забруднюючих компонентів або відсутності останніх. При виявленні в пробах підземних вод забруднюючих речовин на рівні вище гранично допустимих концентрацій частота відбору проб збільшується до 4 разів у рік.

Спостереження можуть проводитися щокварталу або в характерні в режимі періоди підземних вод (мінімальний передвесняний і літньо-осінній та максимальний весняний й осінній рівні). По відібраних пробах виконується повний хімічний аналіз води з визначенням сольового складу, біогенних елементів, а також забруднюючих речовин токсичної дії.

Контроль за якістю поверхневих і скидних вод у районі ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» і її золовідвалу здійснюється атестованою центральною лабораторією хімічного цеху підприємства. Вода контролюється за гідрофізичними показниками, сольовим складом, загальними показниками якості води та забруднюючими речовинами токсичної дії.

До числа спеціальних екологічних досліджень належать дослідження з оцінки еколого-токсикологічної й радіоекологічної ситуацій (важкі метали, СПАР) у водних об'єктах.

Контроль за станом ґрунтів у районах розміщення місць зберігання відходів ТЕЦ (золівідвал) проводяться із залученням спеціалізованої організації відповідно до затвердженого графіка. Графік відбору проб і обсяг проведення контролю затверджується санітарними й екологічними службами м. Києва.

Оцінка забруднення ґрунтів виконується шляхом зіставлення фактично спостережуваних концентрацій речовин токсичної дії з їх ГДК у ґрунті й фоновими концентраціями.

Опис прилеглої території до золошлаковідвалу

Згідно ВИТЯґу з Державного земельного реєстру про земельну ділянку площа земельної ділянки по вул. Здолбунівській для влаштування золовідвалу складає 13,8951 га (рис.1).

Золовідвал відносно сельбищної території розміщений з підвітряної сторони, за течією річ-

ки – нижче місць водозабору господарсько-питного водопостачання, нижче й за межею зон водозабору відкритих водойм, місць масового нересту й нагулу риб. Відстань до оз. Нижній Тельбін становить 1,4 км, до артезіанської свердловини АТ «Будмаш» – 1,9 км, до оз. Прірва – 80 м (у західному напрямку), до оз. Сонячне – 120 м (у південно-східному напрямку).

У геоморфологічному відношенні золовідвал розташований у підніжжі схилу надзаплавної тераси на заплаві р. Дніпро. Абсолютні відмітки поверхні значно зниженні. Рельєф місцевості в районі золовідвалу має загальний ухил у південно-західному напрямку. Відмітки прилеглої території становлять – 98,30 м у південно-західній частині золовідвалу й 101,50 м у північній частині золовідвалу, відмітка горизонту води в первинному ставку освітленої води – 95,18 м.

Найближчі до золовідвалу житлові будинки (перехрестя вулиць Драгоманова та Здолбунівської) знаходяться на відстані 150 м.

Після нарощування золовідвалу необхідно виконати дослідження за оцінкою стану ґрунтів на прилеглої території. Контроль за станом ґрун-

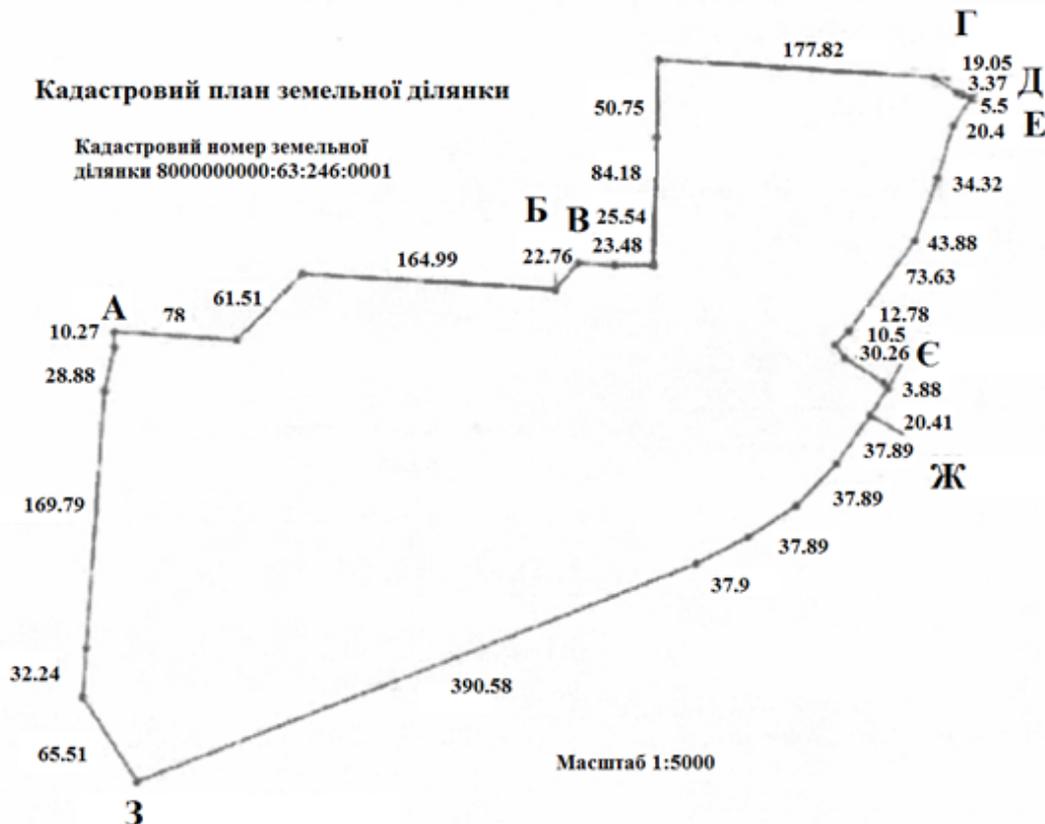


Рис. 1 – Кадастровий план земельної ділянки

Опис меж ділянки.

Від А до Б	Гаражний кооператив «Енергетик»;
Від Б до В	Землі не надані у власність чи користування;
Від В до Г	Добровільне товариство володарів гаражних боксів (кооператив) «Славутич»;
Від Г до Д	Землі не надані у власність, чи користування;
Від Д до Е	Дочірнє підприємство «Спеціалізоване управління №2» Відкритого акціонерного товариства «Будмеханізація»
Від Е до Є	Акціонерне товариство закритого типу «Будівельна фірма «Старатель»;
Від Є до Ж	Комунальна кооперація «Київавтодор»;
Від Ж до З	Комунальна кооперація «Київавтодор»;
Від З до А	Землі не надані у власність чи користування;

тів повинен ув'язуватися з результатами спостережень за поверхневими й підземними водами, режимом зрошування на прилеглий території.

Золовідвал ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» не належить до об'єктів підвищеної небезпеки. Згідно «Порядку ідентифікації й обліку об'єктів підвищеної небезпеки», затвердженого Постановою КМ України №956 від 11.06.2002 р., золошлаковий матеріал, що зберігається на золовідвалі, не є небезпечною речовиною, тому що золошлаки негорючі, невибухонебезпечні, не радіоактивні, нетоксичні для людей і навколишнього середовища.

Територія ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» має таке оточення (рис. 2):

на півночі:

– Гаражний автокооператив «Енергетик-2» (вул. Затишна, 1А/2) (позначка 1), автосервіс, шиномонтажна майстерня вул. Затишна, 1А/2; шиномонтажна майстерня, Затишна, 1Б; автосервіс, Затишна, 7Б/3; Генстар Автосервіс, вул. Затишна, 7Б;

– добровільне товариство власників гаражних боксів (кооператив) «Славутич», вул. Затишна, 7Б1 (позначка 2); низка СТО, автомийок тощо (позначка 3), зокрема: автосервіси по вул. Затишній, 7Б/1, 7Б/3; автомийка, Затишна, 7Б/2; СТО Авторемонт, Затишна, 7;

– СТО «РемМастер», вул. Тепловозна, 1;

– СТО, Тепловозна, 18В; гаражний кооператив, вул. Тепловозна, 18Г/1;

– СТО Latarm, вул. Затишна, 7; вище коопе-

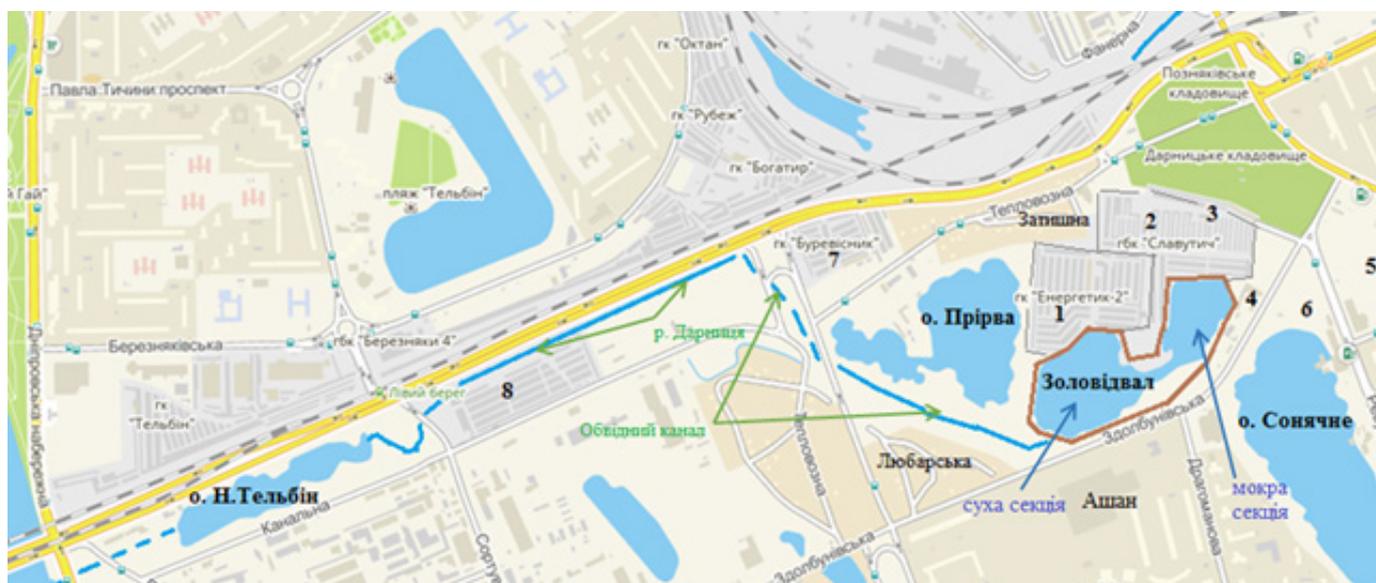


Рис. 2 – Схема прилеглої території навколо золошлаковідвалу

ративів «Енергетик-2» та «Славутич» впродовж вул. Затишної та Теплової приватні будинки.

на північному сході та сході:

– СТО «Прогрес-авто», Торгівельний цент «Аqua-Tris» (позначка 4), вул. Здолбунівська, 16; шиномонтажна майстерня, вул. Здолбунівська 16/3;

– Автостоянка, Ревуцького, 1/1; автомийка та шиномонтажна майстерня, Ревуцького, 1/5 (позначка 5).

– Храм Олега Брянського (вул. Здолбунівська, 33) (позначка 6); за ним озеро Сонячне.

на південному сході:

– Паркінг, АЗС «Барс», вул. Драгоманова 1Н);

– на відстані 120 м озеро Сонячне (рекреаційна водойма), з визначеною прибережною захисною смугою розміром 50 м.

на півдні, південному заході:

– Торгівельний центр «Ашан» та житлові будинки по вул. Здолбунівській.

на заході:

– на відстані 80 м знаходиться озеро Прірва (технічна водойма) та п'ять приватних будинків по вул. Любарській;

– на перетині вул. Дарницького шосе та Григоренка гаражний кооператив «Буревісник» (позначка 7).

Між р. Дарниця та вул. Канальною знаходиться великий гаражний кооператив (позначка 8).

Відповідно до висновку державної санітарно-епідеміологічної експертизи санітарно-захисна зона погоджена (затверджена): у північному, південно-східному, південному напрямку – 160 м, у північно-східному, південно-західному, західному, північно-західному напрямку 150 м, східному – 210 м.

Аналіз стану атмосферного повітря в зоні впливу місця видалення відходів

За типом МВВ відноситься до наливного, заглибленого в землю та являє собою технічну водойму, заповнену золошлаковою сумішшю.

Відходи більшої частини об'єкту (північно-східна сторона) перебувають під водою, частина відходів (південно-західна сторона) у зволоженому стані. Видалення відходів відбувається шляхом скидання у технічну водойму шлако- та золово-водяної пульпи. Золошлакова суміш знаходиться у водному середовищі та відноситься до мало небезпечних відходів (IV клас). За умов нормальної експлуатації МВВ викиди в атмосферне повітря будуть практично відсутні через те, що відходи знаходяться під поверхнею води. За умов тимчасового зниження рівня води у водоймі можливе потрапляння твердих часток сухої золошлакової суміші в атмосферне повітря під час вітряної погоди.

Результати дослідження повітря в зоні впливу золонакопичувача проведені у 2017-2018 роках свідчать про відсутність випадків перевищення гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі. За даними досліджень проведених у 2018 році, концентрація пилу складала менше 0,52 ГДК та сажі 0,1-0,2 ГДК, вплив золонакопичувача на збільшення концентрації пилу в атмосферному повітрі не спостерігався, концентрація сажі на відстані 150 м (за напрямом вітру) від межі золонакопичувача збільшується на 0,004 мг/м³, що знаходиться в межах похибки вимірювань ($\pm 25\%$).

Отож, проведені спостереження та їх аналіз показали, що вплив золошлаковідвалу на якість атмосферного повітря як в його межах, так і за ними, не перевищує законодавчо визначеного рівня за всіма досліджуваними речовинами.

Не зафіксовано жодного перевищення максимально разової ГДК по жодній із вимірюваних домішок.

Разом з тим, для визначення можливих перевищень середньо добових ГДК інформації за результатами даних спостережень недостатньо. Проте представлені вимірювання показують, що, найбільш ймовірно, вплив золошлаковідвалу на якість атмосферного повітря як на межах золошлаковідвалу так і поза його межами в контексті середньодобових ГДК також є незначним. Як засвідчують численні дослідження, від таких об'єктів найбільшу загрозу можуть становити забруднення пилом різних фракцій, проте саме щодо даного типу забруднення для всіх вимірів

був зафіксований результат менше 0,26 мг/м³. Значення середньодобової ГДК для пилу в Україні встановлено 0,15 мг/м³. Тому теоретично можна припустити перевищення середньодобової ГДК для пилу на межах золошлаковідвалу так і поза його межами, проте в такому випадку все одно не можна визначити вплив золошлаковідвалу на дане перевищення, яке до того ж є типовим для м. Києва.

Отже розповсюдження твердих частинок золошлакової суміші на навколишній території золовідвалу практично не відбувається.

Аналіз стану ґрунту в зоні впливу місця видалення відходів

Згідно досліджень Центральної лабораторії ДП «Українська геологічна компанія» та Деснянського міжрайонного відділу лабораторних досліджень виявлено перевищення ГДК для ґрунту по цинку, міді, нікелю та хрому.

Із взятих 18-ти проб ґрунту в зоні впливу золонакопичувача, різними установами та спеціалізованими підприємствами, тільки в трьох пробах виявлено перевищення ГДК (23 мг/кг) цинку, а саме:

– 107 мг/кг по вул. Драгоманова, 1м та 35,1 мг/кг біля озера Сонячне (ДП «Українська геологічна компанія») на відстані біля 240 метрів від межі золонакопичувача;

– 35,1 мг/кг по вул. Здолбунівській, 1 на відстані біля 1350 м від межі золонакопичувача.

При цьому слід зазначити, що фонові концентрації цинку в м. Києві складає 50 мг/кг, тобто перевищення фонові концентрації цинку зафіксовано тільки в одній пробі (вул. Драгоманова, 1м) із 18-ти взятих.

Розповсюдження цинку в зоні впливу золонакопичувача не має системного характеру, так, наприклад, в точках відібраних проб, що знаходиться значно ближче від межі золонакопичувача ніж оз. Сонячне (ДУ «Київський міський лабораторний центр МОЗ України») перевищення ГДК цинку в ґрунті не виявлено. Підтвердженням цього є також Протокол КП «Санепідсервіс» та Протокол ТОВ «Центр радіоекологічного моніторингу», відповідно яких перевищення ГДК цинку в ґрунті також не виявлено.

Стосовно перевищення ГДК цинку вул. Здолбунівська, 1, то також проведені контрольні дослідження ґрунту (КП «Санепідсервіс» та ТОВ «Центр радіоекологічного моніторингу») не виявили перевищення ГДК цинку, а в точках відбору проб значно ближчих до межі золонакопичувача вул. Любарська, 31 (Деснянський міжрайонний відділ лабораторних досліджень), вул. Любарська, 22 (КП «Санепідсервіс» та ТОВ «Центр радіоекологічного моніторингу»), вул. Здолбунівська, 13 (ДУ «Київський міський лабораторний центр МОЗ України»), також перевищення ГДК цинку в ґрунті не виявлено.

В дослідженнях [4], представлені результати вмісту важких металів у поверхневих відкладах умовно чистих ділянок Київського мегаполісу (Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка НАН України та Пуща Водиця) та антропогенно забруднених (автомагістралі), так вміст цинку в умовно чистих ділянках складає 42-44 мг/кг, що перевищує ГДК та більше ніж виявлено по вул. Здолбунівській, 1 (35,1 мг/кг), вміст цинку біля автомагістральної зони складає 212 мг/кг, що значно перевищує ГДК та значно більше ніж виявлено біля озера Сонячне (107 мг/кг).

З огляду, що точки відбору ґрунту по вул. Здолбунівській, 1 та біля озера Сонячне знаходяться поблизу автодороги джерелом забруднення ґрунту цинком є також автотранспорт.

Так за межами санітарно-захисної зони золовідвалу із взятих 18-ти місць відбору проб, тільки в одній пробі (107 мг/кг) виявлено перевищення фонові концентрації цинку (50мг/кг).

Із взятих 18-ти проб ґрунту в зоні впливу золонакопичувача, різними установами та спеціалізованими підприємствами, в п'яти пробах виявлено перевищення ГДК (3 мг/кг) міді, а саме:

– 27,3 мг/кг по вул. Драгоманова, 1м (Деснянський міжрайонний відділ лабораторних досліджень) на відстані біля 240 м від межі золонакопичувача;

– 19,9 та 20,7 мг/кг біля озера Сонячне (ДП «Українська геологічна компанія») на відстані біля 240 м від межі золонакопичувача;

– 49 мг/кг по вул. Любарській, 31 (Деснянський міжрайонний відділ лабораторних досліджень)

джень) на відстані біля 160 м від межі золонакопичувача;

– 8,84 мг/кг по вул. Здолбунівській, 1 (Деснянський міжрайонний відділ лабораторних досліджень) на відстані біля 1350 м від межі золонакопичувача.

При цьому слід зазначити, що фонові концентрації міді в м. Києві складає 20 мг/кг, тобто перевищення фонові концентрації міді зафіксовано тільки в трьох пробах (вул. Драгоманова, 1м) із 18-ти взятих.

Схема розповсюдження міді за результатами досліджень, свідчить про те, що розповсюдження міді в зоні впливу золонакопичувача не має системного характеру, так наприклад, в точках відібраних проб, що знаходяться значно ближче від межі золонакопичувача ніж вул. Драгоманова, 1м та озера Сонячне (ДУ «Київський міський лабораторний центр МОЗ України») перевищення ГДК міді в ґрунті не виявлено. Підтвердженням цього є також дослідження КП «Санепідсервіс», відповідно яких перевищення ГДК міді в ґрунті також не виявлено.

Стосовно перевищення ГДК міді по вул. Любарській, 31, то проведені контрольні дослідження ґрунту вул. Любарська, 22, що знаходиться на відстані 280 м від золонакопичувача (КП «Санепідсервіс» та ТОВ «Центр радіоекологічного моніторингу») не виявили перевищення ГДК міді.

Щодо перевищення ГДК міді по вул. Здолбунівській, 1, то також проведені контрольні дослідження ґрунту (КП «Санепідсервіс» та ТОВ «Центр радіоекологічного моніторингу») не виявили перевищення ГДК міді, і в точці відбору проби значно ближчій до межі золонакопичувача вул. Здолбунівська, 13 (ДУ «Київський міський лабораторний центр МОЗ України»), також перевищення ГДК міді в ґрунті не виявлено.

В дослідженнях [4] представлено вміст важких металів у поверхневих відкладах умовно чистих ділянок Київського мегаполісу (Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка НАН України та Пуща Водиця) та антропогенно забруднених (автомагістралі), так вміст міді в умовно чистих ділянках складає 18-20 мг/кг, а біля автомагістральної зони складає 24 мг/кг, що

значно перевищує ГДК та більше ніж виявлено біля озера Сонячне (19,9-20,7 мг/кг) та по вул. Здолбунівській, 1 (8,84 мг/кг).

З огляду, що точки відбору ґрунту по вул. Здолбунівській, 1, вул. Любарській, 31 та біля озера Сонячне знаходяться поблизу автодороги джерелом забруднення ґрунту міддю є також автотранспорт.

У такий спосіб із взятих 18 проб ґрунту, в трьох пробах виявлено перевищення фонові концентрації міді, при цьому з огляду на те, що в дослідженнях хімічного складу легкої фракції золошлаку менше 40 мкм міді не виявлено, можна зробити висновок, що твердження, про те, що золонакопичувач є джерелом забруднення ґрунту міддю є сумнівним.

Із взятих 10-ти проб ґрунту в зоні впливу золонакопичувача, різними установами та спеціалізованими підприємствами, тільки в двох пробах виявлено перевищення ГДК (4,0 мг/кг) нікелю, а саме 20 та 20,1 мг/кг нікелю виявлено біля озера Сонячне (ДП «Українська геологічна компанія») на відстані біля 240 м від межі золонакопичувача.

Розповсюдження нікелю. Зважаючи на те, що розповсюдження нікелю в зоні впливу золонакопичувача не має системного характеру, так із відібраних контрольних проб по вул. Драгоманова, 1м (дитячий майданчик), оз. Сонячне - берегова смуга - вул. Драгоманова, 1е, вул. Любарська, 22, вул. Здолбунівська, 1, перевищення ГДК нікелю в ґрунті не виявлено (за інформацією КП «Санепідсервіс» та ТОВ «Центр радіоекологічного моніторингу»).

В дослідженнях [4], представлено вміст важких металів у поверхневих відкладах умовно чистих ділянок Київського мегаполісу (Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка та Пуща Водиця) та антропогенно забруднених (автомагістралі), вміст нікелю в умовно чистих ділянках складає 10-12 мг/кг, вміст нікелю біля автомагістральної зони складає 20 мг/кг, що відповідає величині виявленої біля озера Сонячне (20-20,1 мг/кг).

Оскільки точки відбору ґрунту біля озера Сонячне знаходяться поблизу автодороги дже-

релом забруднення ґрунту нікелем спричиняє і автотранспорт.

Отож із взятих 10 проб ґрунту, тільки в двох пробах, виявлено перевищення гранично допустимої концентрації нікелю, при цьому зважаючи на те, що в дослідженнях хімічного складу легкої фракції золошлаку менше 40 мкм нікелю не виявлено, можна зробити висновок, що твердження про те, що джерелом забруднення ґрунту нікелем є золонакопичувач, є малоімовірне.

Із взятих 6-ти проб ґрунту в зоні впливу золонакопичувача, ДП «Українська геологічна компанія», в двох виявлено перевищення ГДК (6 мг/кг) хрому, а саме 47 та 54 мг/кг (біля озера Сонячне).

Розповсюдження хрому за результатами досліджень, свідчить про те, що розповсюдження хрому в зоні впливу золонакопичувача має системний характер.

Із відібраних контрольних проб по вул. Драгоманова, 1 м (дитячий майданчик), оз. Сонячне - берегова смуга - вул. Драгоманова, 1м та 1е, вул. Любарська, 22, вул. Здолбунівська, 1, перевищення ГДК хрому в ґрунті не виявлено («Центр радіоекологічного моніторингу»).

В дослідженнях [4], представлено вміст важких металів у поверхневих відкладах умовно чистих ділянок Київського мегаполісу (Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка НАН України та Пуща Водиця) та антропогенно забруднених (автомагістралі), так вміст хрому в умовно чистих ділянках складає 3-15 мг/кг, вміст хрому біля автомагістральної зони складає 12 мг/кг.

Враховуючи те, що точки відбору ґрунту біля озера Сонячне знаходяться поблизу автодороги джерелом забруднення ґрунту хромом додає також автотранспорт.

З огляду, що стан ґрунтів слід розглядати як інтегральний показник багаторічного процесу забруднення всього навколишнього середовища, ґрунти є головним депонуючим середовищем, куди метали можуть надходити під час прямого потрапляння з атмосферними опадами, листям рослин, водою та перенесенням ґрунтів, а також те, що при будівництві житлового масиву, який розташований в зоні впливу золонакопичувача

ґрунт привозний та намитий, а хімічний склад такого ґрунту ніколи системно не досліджувався (на скільки він був чи не був забруднений), тому твердження що залонакопичувач є джерелом забруднення ґрунтів на прилеглий території не можуть бути ніяк обґрунтовані.

За результатами проведених контрольних досліджень забруднення ґрунту в зоні впливу золовідвалу, на території санітарно-захисної зони та за її межами не встановлено перевищення гранично допустимої концентрації небезпечних для здоров'я людей речовин.

Аналіз стану питної води на прилеглий території

Наближені до МВВ бювети, які експлуатуються на території Дарницького району розташовані за адресами: вул. Ревуцького, 11-Г та вул. Ревуцького, 5/7, Держсанепідслужбою району щоквартально контролюється якість води бюветних комплексів за санітарно-хімічними та бактеріологічними показниками на відповідність вимогам ДСанПІН 2.2.4171-10 [5]. В разі виявлення відхилень в пробах води від вимог нормативу надається інформація балансоутримувачу для оперативного реагування.

Відомчий лабораторний контроль (періодичний контроль безпечності та якості питної води) відповідно до вимог ДСанПІН 2.2.4-171-10 [5] повинна забезпечувати балансоутримуюча організація, якою визначено в м. Києві є СПКП «Київводфонд» згідно розпорядження КМДА від 07.09.11 р. №1630.

Інформування населення про якість води бюветних комплексів відноситься до компетенції їх власника.

Випробувальною лабораторією з контролю якості та безпеки питних вод ДУ «Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМНУ» проведено фізико-хімічний аналіз питної води на вміст селену з бюветів, що розташовані за адресами: вул. Ревуцького, 11-Г та вул. Ревуцького, 5/7. За результатами аналізу виявлено, якість питної води з бюветів (сеноманський водоносний горизонт) за вмістом селену не відповідає вимогам [5] ДСанПІН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призна-

ченої для споживання людиною». Якщо у пробі (відстань від золівідвалу – 500 м) перевищення є не суттєвим із знаходиться в межах похибки вимірювань та складає 0,011 мг/дм³ при нормативі – $\leq 0,01$ мг/дм³, то у пробі № 7 (відстань від золівідвалу – 900 м) спостерігається перевищення селену у 2,3 рази більше від нормативу (0,023 мг/дм³).

За результатами лабораторних досліджень Науково-технічного центру випробування води Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, вміст селену в пробі води відібраної з технічної водойми – місця видалення відходів, складає 0,0722 мг/дм³. Відповідно до досліджень, проведених Інститутом геохімії мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України та Науково-дослідним інститутом геології Дніпропетовського національного університету ім. О. Гончара щодо особливостей хімічного складу підземних вод м. Києва, що використовуються для питного постачання, вміст селену складає 0,000015-0,009 мг/дм³ для сеноманського водоносного горизонту.

Концентрація селену в питній воді збільшується із збільшенням відстані від золівідвалу та з огляду, що артезіанські водоносні горизонти (Сеноманські води) залягають на глибині понад 100 м і вже мають в своєму складі селен та знаходяться між двома водотривкими пластами, що захищають їх від забруднення, а поповнення артезіанських вод відбувається за кілька кілометрів від джерела, а також, те що в дослідженнях хімічного складу відходів селену не виявлено.

В глибокозалеглих свердловинах Сеноманського та Юрського водоносних горизонтів, які експлуатуються на території м. Києва, з урахуванням помірного підвищення рівня селену стосовно нормативу (вул. Ревуцького, 11-Г), а також значної похибки вимірювання цієї речовини ($\pm 25\%$), можливість забруднення селеном води артсвердловин є малоімовірною.

Згідно результатів вимірювань складу та властивостей проб питної води НВО «ЕКОА-ЛЬЯНС» із джерел найбільш наближених до золонакочувача (бювет, вул. Ревуцького, 5/7; бювет, вул. Ревуцького, 11 Г та колодязь, пров. Любарський), можна стверджувати, що питна вода за хімічними значеннями у місцях відбору проб не перевищує нормативних значень.

Аналіз стану поверхневих вод

Державною екологічною інспекцією України та Державною екологічною інспекцією у м. Києві під час здійснення заходів державного нагляду (контролю) за дотриманням вимог природоохоронного законодавства, проведених у 2016-2017 роках, встановлювалися факти наднормативних скидів забруднюючих речовин зі зворотними водами в меліоративний канал р. Дарниця, басейн Канівського водосховища по азоту амонійному, залізу загальному, нітритах, нітратах, хлоридах та сухому залишку.

За результатами проведення аналізу інформації матеріалів Адміністративного позову Державного агентства водних ресурсів України та проведених досліджень виявлено наступне.

Із взятих 10-ти проб води із скидів ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ», тільки одна проба згідно ДСТУ 4808:2007 [6] «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання» за вмістом азоту амонійного відноситься до IV класу якості води (посередня, обмежено придатна, небажана якість води), решта відноситься до третього класу якості води (задовільна, прийнятна якість води).

Проведені контрольні дослідження 6-ти проб поверхневих вод в зоні впливу виробничої діяльності ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» (золівідвалу) показали, що всі проби за вмістом азоту амонійного відносяться також до III класу якості води і в жодному випадку не перевищують ГДК.

Слід також зазначити, що відповідно до Постанови КМУ від 11 вересня 1996 р. №1100 «Про затвердження Порядку розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти та перелік забруднюючих речовин, скидання яких у водні об'єкти нормується», нормативи ГДС забруднюючих речовин встановлюються з метою поетапного досягнення екологічного нормативу якості води водних об'єктів, тобто науково обґрунтованих значень концентрації забруднюючих речовин та показників якості води (загальнофізичні, біологічні, хімічні, радіаційні) і санітарно-гігієнічних норм у місцях розташування джерел водопостачання та водокористування, для забезпечення

екологічної безпеки життєдіяльності людини та водних екосистем, досягнення/підтримання «доброго» екологічного та хімічного стану масивів поверхневих вод, а також «доброго» екологічного потенціалу штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод.

Відповідно до Водного кодексу України гранично допустима концентрація (ГДК) речовини у воді це встановлений рівень концентрації речовини у воді, вище якого вода вважається непридатною для конкретних цілей водокористування.

В даному випадку джерелом водопостачання та водокористування є річка Дніпро (Канівське водосховище), де концентрація азоту амонійного складає 0,89 мг/л, тобто не перевищує ГДК і відповідно до [6] ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання», вода відноситься до III класу якості та вважається задовільною, прийнятною якості.

Отже можна стверджувати, що скиди від виробничої діяльності ТОВ «СВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» згідно СанПиН № 4630-88 [7] не перевищують екологічного нормативу якості води водних об'єктів (ГДК), що забезпечує екологічну безпеку життєдіяльності людини та водних екосистем, тому застосування нормативів ГДС значно менших ніж ГДК явно суперечить положенням чинного законодавства (постанова КМУ від 11 вересня 1996 р. №1100 «Про затвердження Порядку розроблення нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин у водні об'єкти та перелік забруднюючих речовин, скидання яких у водні об'єкти нормується»).

Доцільно зазначити, що основними джерелами надходження азоту у водні об'єкти є процеси, які відбуваються всередині водойми, газообмін з атмосферою, атмосферні опади та антропогенне забруднення. Амоній (NH_4^+) з'являється у воді внаслідок розчинення у ній аміаку – продукту розкладу органічних азотовмісних речовин. Основними джерелами надходження іонів амонію у водні об'єкти є тваринницькі ферми, господарсько-побутові стічні води, поверхневі стоки із сільгоспугідь при використанні амонійних добрив, а також стічні води підприємств харчо-

вої, коксохімічної, лісохімічної і хімічної промисловості. Враховуючи те, що хімічний склад золошлаків не містить органічних азотовмісних речовин, то можна стверджувати, що основним джерелом надходження іонів амонію є результат газообміну води технологічної водойми з атмосферою та атмосферні опади, отож місце видалення золошлаків не впливає на забруднення скидів азотом амонійним у Канівське водосховище, а вміст азоту амонійного у скидах з озера Н. Тельбін в річку Дніпро (Канівське водосховище) не перевищує ГДК.

Із взятих 10-ти проб води із скидів ТОВ «СВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ», тільки одна проба згідно [6] ДСТУ 4808:2007 за вмістом заліза загального відноситься до IV класу якості води (посередня, обмежено придатна, небажана якість води), 7-м проб відноситься до III класу якості води (задовільна, прийнятна якість води) і 2-ві проби відноситься до II класу якості води (добра, прийнятна якість води). Проведені контрольні дослідження ТОВ «НВО «Екоальянс» скидів золонакопичувача, секція №1 – золівідвал, випуск №3 та випуск №5 – колекторно-дренажна система, не виявили перевищення ГДС заліза загального.

Дослідження поверхневих вод в зоні впливу золонакопичувача та прилеглий території доводять, що концентрація заліза загального зменшується із збільшенням відстані від золівідвалу, так проба відібрана з випуску з колекторної системи в меліоканал Дарниця (в районі проспекту Григоренка та Дарницького шосе) складає 0,39 мг/л, що на 0,06 мг/л менше ніж проба із спуску в колекторну систему біля озера Прірва, далі збільшується до 0,44 мг/л (спуск з меліоканалу Дарниця в озеро Нижній Тельбін), що обумовлено забрудненими скидами з колекторної системи в районі вул. Канальна та Івана Кочерги (0,51 мг/л), при цьому слід зазначити, що в меліоканал Дарниця в районі Дарницького шосе потрапляють забруднені води з промислової та житлової забудови, що розташована вище по течії р. Дарниця, району Дарницького вокзалу, вул. Теплової та частини вул. Здолбунівської. Контрольні дослідження проб з витоку озера Н. Тельбін спуску вод у р. Дніпро не зафіксували перевищення ГДК.

Дослідження 10-ти проб скидів у поверхневій воді ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» вивили незначне перевищення ГДС (в межах похибки вимірювань) нітритів тільки в одній пробі, яка не перевищує ГДК.

Дослідження поверхневих вод в зоні впливу золонакопичувача та прилеглої території, свідчать, що концентрація нітритів збільшується із збільшенням відстані від золовідвалу, так:

– проба відібрана біля спуску в колекторну систему біля озера Прірва концентрація складає 0,22 мг/л, збільшення концентрації обумовлено скиданням стічних вод з вул. Здолбунівської (житлова забудова та вулична мережа);

– проба відібрана біля випуску з колекторної системи в меліоканал Дарниця (в районі проспекту Григоренка та Дарницького шосе) складає 0,28 мг/л, збільшення концентрації спричинене значним забрудненням поверхневих вод нітритами вище за течією річки Дарниця (спуск в колекторну систему в районі вул. Фанерна (біля залізниці) – вміст у пробі нітритів складає 0,35 мг/л);

– збільшення концентрація нітритів в пробах відібраних біля спуску з меліоканалу Дарниця в озеро Н. Тельбін, спуску з озера Н. Тельбін та скидів в р. Дніпро, обумовлені значним забрудненням нітритами вище за течією, стічними водами від промислової і житлової забудови, а також не санкціонованого розміщення побутових відходів в районі вул. Канальної та Причальної.

З урахуванням вищевикладеного можна стверджувати, що:

– основними джерелами забруднення нітритами меліоканалу Дарниця та р. Дніпро (Канівське водосховище) є стічні води промислової, житлової забудови та прилеглої до них території;

– вміст нітритів в скидах з озера Н. Тельбін в річку Дніпро (Канівське водосховище) не перевищує ГДК.

За результатами хімічних аналізів скидів ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ», а саме: проба №1 – випуск №3 (секція №1, золовідвал); проба №2 – випуск №5 (колекторно-дренажна система); проба №3 – випуск №1 (контрольний коло-

дязь №117); проба №4 - випуск №2 (контрольний колодязь №7), в двох пробах виявлено перевищення затверджених допустимих концентрацій нітратів наведених в «Гранично допустимому скиді (ГДС) речовин у Канівське водосховище», а саме 13,87 мг/л (колекторно-дренажна система) і 16,64 мг/л (секція №1, золовідвал), але ці показники практично на порядок відрізняються від проведених контрольних досліджень ТОВ «НВО «Екоальянс». При цьому в жодній пробі не виявлено перевищення ГДК нітратів у воді водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового призначення [7] (СанПиН № 4630-88).

Дослідження поверхневих вод ТОВ «НВО «Екоальянс» в зоні впливу золонакопичувача та прилеглої території доводять, що концентрація нітратів збільшується із збільшенням відстані від золовідвалу, так:

– проба відібрана біля спуску в колекторну систему біля озера Прірва концентрація складає 2,58 мг/л, збільшення концентрації обумовлено скиданням стічних вод з вул. Здолбунівської (житлова забудова та вулична мережа);

– проба відібрана біля випуску з колекторної системи в меліоканал Дарниця (в районі проспекту Григоренка та Дарницького шосе) складає 2,64 мг/л, збільшення концентрації обумовлено скидами стічних вод з мікрорайонів Позняки-4 і Позняки-4а та частини вул. Здолбунівської;

– збільшення концентрації нітратів в пробах відібраних біля спуску з меліоканалу Дарниця в озеро Н. Тельбін та спуску з озера Н. Тельбін, обумовлені скидами стічних вод від промислової і житлової забудови, а також не санкціонованого розміщення побутових відходів в районі вул. Канальної та Причальної.

Враховуючи вищевикладене можна стверджувати, що:

– дослідження 10-ти проб скидів у поверхневій воді ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» виявили перевищення ГДС тільки в трьох пробах, які не перевищує ГДК, що свідчить про незначний вплив діяльності ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» на забруднення нітратами поверхневих вод;

– основними джерелами забруднення нітра-

тами меліоканалу Дарниця та р. Дніпро (Канівське водосховище) є стічні води промислової, житлової забудови та прилеглої до них території;

– вміст нітратів в скидах з озера Н. Тельбін в річку Дніпро (Канівське водосховище) не перевищує ГДК.

За результатами хімічних аналізів скидів ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» із 10-ти проб в жодній не виявлено перевищення ГДС та ГДК [7] (СанПиН № 4630-88), що свідчить про незначний вплив діяльності ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» на забруднення хлоридами поверхневих вод.

Дослідження поверхневих вод ТОВ «НВО «Екоальянс» в зоні впливу золонакопичувача та прилеглої території, підтверджують, що концентрація хлоридів збільшується із збільшенням відстані від золовідвалу, так:

– проба відібрана біля спуску в колекторну систему біля озера Прірва концентрація складає 78,1 мг/л, збільшення концентрації обумовлено скиданням стічних вод з вул. Здолбунівської (житлова забудова та вулична мережа);

– проба відібрана біля випуску з колекторної системи в меліоканал Дарниця (в районі проспекту Григоренка та Дарницького шосе) складає 74,4 мг/л, збільшення концентрації обумовлено скидами стічних вод з мікрорайонів Позняки-4 і Позняки-4а та частини вул. Здолбунівської;

– збільшення концентрації хлоридів в пробах відібраних біля спуску з меліоканалу Дарниця в озеро Н. Тельбін та спуску з озера Н. Тельбін (106 мг/л), обумовлені скидами стічних вод від промислової і житлової забудови, а також не санкціонованого розміщення побутових відходів в районі вул. Канальної та Причальної.

Враховуючи вищевикладене можна стверджувати, що:

– дослідження 10-ти проб скидів у поверхневій воді ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» не виявили перевищення ГДС та ГДК, що свідчить про незначний вплив діяльності ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» на забруднення хлоридами поверхневих вод;

– основними джерелами забруднення хлори-

дами меліоканалу Дарниця та р. Дніпро (Канівське водосховище) є стічні води промислової, житлової забудови та прилеглої до них території;

– вміст хлоридів в скидах з озера Н. Тельбін в річку Дніпро (Канівське водосховище) не перевищує ГДК.

Із врахуванням викладеного можна стверджувати, що:

– дослідження 10-ти проб скидів у поверхневій воді ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» виявили перевищення ГДС тільки в трьох пробах, які не перевищують ГДК, що свідчить про незначний вплив діяльності ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» на забруднення хлоридами поверхневих вод;

– основними джерелами забруднення хлоридами меліоканалу Дарниця та р. Дніпро (Канівське водосховище) є стічні води промислової, житлової забудови та прилеглої до них території;

– вміст нітратів в скидах з озера Н. Тельбін в річку Дніпро (Канівське водосховище) не перевищує ГДК.

За результатами хімічних аналізів скидів ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» із 10-ти проб в жодній не виявлено перевищення ГДС та ГДК [7] (СанПиН № 4630-88), що свідчить про незначний вплив діяльності ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» на забруднення сухим залишком поверхневих вод.

Дослідження поверхневих вод ТОВ «НВО «Екоальянс» в зоні впливу золонакопичувача та на навколишній території, свідчать про наступне, так:

– проба відібрана біля випуску з колекторної системи в меліоканал Дарниця (в районі проспекту Григоренка та Дарницького шосе) складає 412 мг/л, зменшення концентрації обумовлено розбавленням скидів стічними водами з мікрорайонів Позняки-4 і Позняки-4а та частини вул. Здолбунівської;

– збільшення концентрації нітратів в пробах відібраних біля спуску з меліоканалу Дарниця в озеро Н. Тельбін та спуску з озера Н. Тельбін (448 мг/л та 443 мг/л відповідно), обумовлені скидами стічних вод від промислової і житлової

забудови, а також несанкціонованим розміщенням побутових відходів в районі вул. Канальної та Причальної.

Отож можна стверджувати, що:

– дослідження 10-ти проб скидів у поверхневій воді ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» не виявили перевищення ГДС та ГДК, що свідчить про незначний вплив діяльності ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» на забруднення сухим залишком поверхневих вод;

– вміст сухого залишку в скидах з озера Н. Тельбін в річку Дніпро (Канівське водосховище) не перевищує ГДК.

За результатами хімічних аналізів скидів ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» із 8-ми проб тільки в двох пробах виявлено гостру токсичність (II клас – слаботоксична), але враховуючи значну похибку визначення (61%), твердження про гостру токсичність скидів є досить сумнівним.

Контрольні дослідження поверхневих вод ТОВ «НВО «Екоальянс» в зоні впливу золонакопичувача та на навколишній території, свідчать про відсутність гострої токсичності поверхневих вод.

За результатами проведених досліджень з'ясовано, що:

– в скидах в басейн Канівського водосховища з меліоканалу Дарниця не виявлено перевищення ГДК по азоту амонійному, залізу загальному, нітратах, нітратах, хлоридах та сухому залишку;

– по сухому залишку в скидах в басейн Канівського водосховища вода відноситься до другого класу якості (добра, прийнятна якість води);

– по азоту амонійному, залізу загальному, хлоридах вода відноситься до III класу якості (задовільна, прийнятна якість води);

– по азоту нітратах та нітратах вода відноситься до IV класу якості (посередня, обмежено придатна, не бажана якість води);

– основними джерелами забруднення азотом амонійним, нітратами та нітратами меліоканалу Дарниця та р. Дніпро (Канівське водосховище) є стічні води промислової, житлової забудови та

прилеглої до них території;

– за результатами хімічних аналізів скидів ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» із 8-ми проб тільки в двох пробах виявлено гостру токсичність (II клас - слаботоксична), але враховуючи значну похибку визначення (61%), твердження про гостру токсичність скидів є досить сумнівним;

– контрольні дослідження поверхневих вод в зоні впливу золонакопичувача та на прилеглий території, свідчать про відсутність гострої токсичності поверхневих вод.

Підсумок - факти наднормативних скидів забруднюючих речовин із зворотними водами в меліоканал р. Дарниця, басейн Канівського водосховища не підтвердилися.

Розроблення заходів щодо запобігання забруднення довкілля золошлаками

Основними заходами щодо запобігання забруднення довкілля є:

– налагодження ефективної постійно діючої системи моніторингу в зоні впливу золонакопичувача щодо забруднення повітря, ґрунту, поверхневих та підземних вод;

– забезпечення утилізації золошлаків.

На підставі інформації щодо забруднення навколишнього природного середовища розробляються відповідні заходи, зокрема:

– для запобігання забруднення повітря та ґрунту необхідно збільшення зелених насаджень та на підставі техніко-економічного обґрунтування визначити найбільш ефективний спосіб знепилення поверхні золовідвалу;

– для запобігання забруднення поверхневих та підземних вод, а зважаючи на те, що скиди з золошлаку відвалу характеризуються підвищеною мінералізацією та концентрацією завислих речовин, виникає необхідність заглиблення каналу від золовідвалу до колектору біля озера Прірва.

Для забезпечення утилізації золошлаків, виникає необхідність опрацювання питання щодо передачі відходів іншим організаціям.

За наявних методик використання та доступних технологій золошлакові відходи стають цінними матеріалами, які використовуються у дорожньому будівництві та у виробництві:

- цементу;
- бетонів (важкі, пористі, жаростійкі);
- залізобетонних виробів і конструкцій;
- цегли;
- легких заповнювачів для бетону;
- сухих будівельних сумішей;
- асфальтобетонних сумішей;
- теплоізоляції;
- абразивів;
- покрівельних матеріалів, керамічної плитки.

Так, наприклад, використання золошлакових відходів у країнах ЄС складає 92% від щорічного утворення.

В Україні в межах реалізації проєкту Європейського Союзу, фінансованого Програмою транскордонного співробітництва Польща-Білорусь-Україна 2007-2013 рр. розроблено «Методичні рекомендації щодо використання золошлакових матеріалів ДТЕК Бурштинська ТЕС та ДТЕК Добротвірська ТЕС у дорожньому будівництві».

Золу-виносу можна використовувати для спорудження земляного полотна, відсіпки насипів та стабілізації ґрунтів, як повільнотвердіюче, самостійне в'язуче або як активну гідравлічну добавку.

Шлаковий щебінь може застосовуватися для щобеневи основ та як заповнювач у конструкціях дорожнього покриття автомобільних доріг.

Суміш золошлакова: для зведення насипів земляного полотна – замітник ґрунту, для нижніх пластів основ як дренажних і морозозахисних пластів – замітник щебнево-піщаних сумішей.

Найчастіше з шлаку і природних глин одержують «керамзит» – наповнювач для будівельних виробів. Технологія одержання цього мате-

ріалу включає термообробку при 1050-1100°C, яка є високоенергозатратною та потребує спеціальних природних глин. Зола і шлак інколи використовують у виробництві легких і тяжких бетонів як мінералізуючої добавки, завдяки чому досягається економія цементу, але це не дозволяє залучити великі обсяги відходів. Зола ТЕЦ може використовуватися у садівництві, однак довготривале її застосування є небезпечним через взаємодію золи та ґрунту, що спричиняє негативну реакцію рослин.

Дослідження з утилізації зольних залишків теплових електростанцій, шлаків вуглезбагачення, а також високозольного вугілля проведено на «УкрНДІспецсталь». Технологія утилізації передбачає сумісне брикетування вищезначених матеріалів з відновником для використання під час виплавки силікомангану в печі РПЗ-48 Нікопольського заводу феросплавів, але вона використовується на окремо взятому підприємстві і є енергомісткою.

Технологія виробництва золосилікатної цегли передбачає застосування золи ТЕЦ, яка володіє високою питомою поверхнею (3000 – 5000 см²/г). Шлакосилікатна цегла має високу теплопровідність, що є негативним показником для будівельних виробів, тому її використання є обмеженим.

Існує технологія одержання спеціальних швидкотвердіючих цементів за низькотемпературною технологією із тонкодисперсних сульфатотримуючих вапняків, які утворюються при виробництві сірки методом флотації, з додаванням золи і фосфогіпсу. Однак вона є енерговитратною і малопродуктивною.

Відомі технології утилізації золи ТЕЦ як інгредієнта еластомірних композицій, кондиціонування червоного шламу, виробництво аглопоритового гравію тощо, але широкого масового застосування ці технології не одержали.

Утилізація золи ТЕЦ у склокерамічному виробництві передбачає змішування 90% мас. золи від енергетичної установки з NaOH, а потім нагрів до 1350°C з утворенням кристалічної фази.

Окремі дослідження вказують, що після оброблення золи ТЕС різними товарними реаген-

тами, отримують адсорбент пористої структури у результаті хімічної модифікації.

Висновки

В межах викладеного проведено аналіз, систематизацію інформації, дослідження щодо забруднення повітря, ґрунту, поверхневих та підземних вод в зоні впливу місця видалення відходів (зберігання золошлаків).

Натурні вимірювання концентрацій забруднюючих речовин атмосферного повітря в межах золівдвалу ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» та на прилеглих територіях не виявили перевищень ГДКм.р. для різних забруднюючих речовин, зокрема і для пилу. А, як показують численні дослідження, від таких об'єктів найбільшу загрозу можуть становити саме забруднення пилом різних фракцій.

Проведені розрахунки приземної концентрації пилу (мг/м³) на різних відстанях від золівдвалу не виявили шкідливого впливу золівдвалу ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» на прилеглі житлові масиви.

За результатами проведених контрольних досліджень забруднення ґрунту в зоні впливу золівдвалу, на території санітарно-захисної зони та за її межами не встановлено перевищення гранично допустимої концентрації небезпечних для здоров'я людей речовин.

З огляду, що стан ґрунтів слід розглядати як інтегральний показник багаторічного процесу забруднення всього навколишнього середовища, ґрунти є головним депонуючим середовищем, куди метали можуть надходити під час прямого внесення з атмосферними опадами, листям рослин, водою та перенесенням ґрунтів, а також те, що при будівництві житлового масиву, який розташований в зоні впливу золонакопичувача ґрунт привозний та намитий, а хімічний склад такого ґрунту ніколи системно не досліджувався (на скільки він був чи не був забруднений), тому твердження, що золонакопичувач є джерелом забруднення ґрунтів на прилеглий території не можуть ніяк обґрунтовані.

Згідно результатів вимірювань складу та

властивостей проб питної води із джерел найбільш наближених до золонакопичувача (бювет, вул. Ревуцького, 5/7; бювет, вул. Ревуцького, 11Г та колодязь, пров. Любарський), можна стверджувати, що питна вода за хімічними значеннями у місцях відбору проб не перевищує нормативних значень.

За результатами проведених досліджень щодо забруднення поверхневих вод з'ясовано, що:

- в скидах в басейн Канівського водосховища з меліоканалу р. Дарниця не виявлено перевищення ГДК по азоту амонійному, залізу загальному, нітритах, нітратах, хлоридах та сухому залишку;

- по сухому залишку в скидах в басейн Канівського водосховища вода відноситься до II класу якості (добра, прийнятна якість води);

- по азоту амонійному, залізу загальному, хлоридах вода відноситься до III класу якості (задовільна, прийнятна якість води);

- по азоту нітритах та нітратах вода відноситься до IV класу якості (посередня, обмежено придатна, не бажана якість води);

- основними джерелами забруднення азотом амонійним, нітритами та нітратами меліоканалу р. Дарниця та р. Дніпро (Канівське водосховище) є стічні води промислової, житлової забудови та прилеглої до них території;

- за результатами хімічних аналізів скидів ТОВ «ЄВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ» із 8-ми проб тільки в двох пробах виявлено гостру токсичність (II клас - слаботоксична), але враховуючи значну похибку визначення (61%), твердження про гостру токсичність скидів є досить сумнівним;

- контрольні дослідження поверхневих вод в зоні впливу золонакопичувача та на навколишній території, свідчать про відсутність гострої токсичності поверхневих вод.

Як підсумок - можна стверджувати, що факти наднормативних скидів забруднюючих речовин із зворотними водами в меліоканал р. Дарниця, басейн Канівського водосховища відсутні.

ЛІТЕРАТУРА

1. Малова М. Золи та золошлаки ТЕС і ТЕЦ – відходи чи цінна сировина?: Стаття / Національна Асоціація Добувної Промисловості України – 14.12.2020 – // Електронний ресурс: <http://neiau.org/zoly-ta-zoloshlaky-tes-i-tecz-vidhody-chy-czinna-syrovyna/>
2. Звіт «З оцінки впливу на довкілля планової діяльності зі здійснення реконструкції цілісного майнового комплексу ТЕЦ ТОВ «СВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ»: Звіт / ТОВ «УКРГЕОІНВЕСТ КОНСАЛТИНГ» – 2019 – // Електронний ресурс: <https://tec4.kiev.ua/content/uploads/2019/07/ZVIT-z-otsinky-vplyvu-na-dovkillya-planovanoiy-diyalnosti-z-zdijsnennya-rekonstruktsiyi-tsilisnogo-majnovogo-kompleksu-TETS-TOV-YEvro-Rekonstruktsiya1.pdf>
3. Висновок з оцінки впливу на довкілля планової діяльності зі «Здійснення реконструкції цілісного майнового комплексу ТЕЦ ТОВ «СВРО-РЕКОНСТРУКЦІЯ»: Висновок / Міністерство енергетики та захисту довкілля України – 2019 – // Електронний ресурс: http://eia.menr.gov.ua/uploads/documents/2858/report_s/44da3e9bf5998fa9677e99db8d3b264e.pdf
4. Вовк К.В, Самчук А.І., Попенко Е.С. Важкі метали в об'єктах довкілля Київського мегаполісу: Дослідження / Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка та Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України – 2019 – // Електронний ресурс: https://www.researchgate.net/profile/Kv-Vovk/publication/339508837_Vazki_metali_v_ob%27ektah_dovkilla_Kiivskogo_megapolisu/links/5e5684f14585152ce8f10827/Vazki-metali-v-obektah-dovkilla-Kiivskogo-megapolisu.pdf
5. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12.05.2010 № 400 - ДЕРЖАВНІ САНИТАРНІ НОРМИ ТА ПРАВИЛА «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10)
6. Наказ Держспоживстандарту України від 05.07.2007 № 144 – ДСТУ 4808:2007 Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання
7. Санітарні правила та норми охорони поверхневих вод від забруднення СанПіН 4630-88.

МЕТОД ЗНЕЗАРАЖЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ПРИ ОБРОБЦІ ПЛАЗМОЮ ЕЛЕКТРИЧНОГО РОЗРЯДУ

Улицький О.А., Ярощук Д.А., Бойко К.Є.,

Навчально-науковий інститут екобезпеки та управління
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
olegulytsky@gmail.com

В статті розглянуто існуючий стан споживання питної води ненормативної якості в Україні. Збільшення кількості невідповідних за санітарно-хімічними показниками проби відбуваються за рахунок виявлення хлорорганічних сполук (ХОС). Екологічний стан поверхневих джерел водопостачання, таких як Дніпровський каскад водосховищ гостро постає питання модернізації методів підготовки води перед її постачанням населенню. Одним з таких альтернативних методів є оброблення води плазмою розряду електричного струму. Описано метод оброблення води з поверхневих джерел в м. Києві плазмою після додавання до неї надмірної кількості гіпохлориту для першого експерименту та в другому експерименті води навмисно зараженої кишковою паличкою (*E.coli*).

Ключові слова: питна вода, джерела водопостачання, хлорорганічні сполуки, плазма, розряд електричного струму.

Wastewater disinfection with electric discharge plasma. Ulytskyi O., Yaroshchuk D., Boiko K.I.

The authors of the article consider the current state of consumption of drinking water of inadequate quality in Ukraine. The increase in the number of samples that don't comply with the sanitary and chemical requirements is due to organochlorine compounds. There is an urgent need to modernize the methods of treating water before providing it for the population. One such alternative method is the treatment of water with electric discharge plasma. The authors describe a method of treating water from surface sources in Kyiv with plasma after adding an excessive amount of hypochlorite for the first experiment and in the second experiment water was intentionally infected with *Escherichia coli*.

Keywords: drinking water, water supply sources, organochlorine compounds, plasma, electric current discharge.

Вступ

Сталий розвиток будь-якої країни можливий лише за умови стабільного забезпечення його населення питною водою у відповідній до потреб кількості та нормативної якості. Нині, ризик для здоров'я населення від споживання питної води ненормативної якості в Україні є дуже високим, оскільки стан системи водопостачання та якість питної води залишається незадовільним [1–4], а в окремих районах – критичним.

Моніторингові дослідження якості водопровідної води України за останні роки виявив зростання частоти відхилень від гігієнічних вимог за санітарно-хімічними та бактеріологічними показниками. Збільшення кількості невідповідних за санітарно-хімічними показниками проб відбувається за рахунок виявлення хлорорганічних сполук (ХОС). Найпоширенішими серед ХОС вважаються тригалогенметани, маркером яких є хлороформ (ХФ).

Кількість проб водопровідної питної води (за даними лабораторії гігієни природних, питних вод ДУ «Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України») [4, 5], якість яких не відповідає гігієнічним вимогам за санітарно-токсикологічними показниками, найбільша для хлороформу - 36,6 %, (всього було досліджено 3353 проби).

Екологічний стан поверхневих джерел водопостачання України, таких як Дніпровський каскад водосховищ гостро ставить питання модернізації методів підготовки води перед її постачанням населенню.

Зарегулювання р. Дніпро, глобальне потепління та збільшення антропогенного навантаження у вигляді значного (у рази) підвищення фосфатів і азотних сполук у стоках, що потрапляють у річку, провокує катастрофічне розмноження ціанобактерій протягом чотирьох-п'яти місяців на рік. Застарілі технології водопідготовки не здатні боротися з цим фактором і застосовують єдиний можливий технологічний прийом придатний для боротьби з підвищеним вмістом органічної речовини будь-якого генезу – збільшують дози хлору та коагулянтів. Це зазвичай не покращує якість очищення води, а призводить до сталого формування хлорорганічних сполук в процесі очищення і транспортування води. Сталим маркером тригалагенметанів є хлороформ і його концентрація традиційно визначається лабораторіями водоканалів. Дослідження щодо можливості окиснення хлороформу за допомогою комплексних оксидантів, утворених при електричному плазмовому розряді в розрідженому водоповітряному середовищі ежектора дозволило вивчити вплив рН середовища на процес деструкції хлороформу.

Слід відмітити низьку ефективність технологій знезараження сполуками, які містять хлор, враховуючи зростаючу кількість хлор резистивних мікроорганізмів, актуальним є питання впровадження альтернативних методів знезараження в сфері водопостачання та водовідведення. Одним з таких альтернативних методів є оброблення води плазмою розряду електричного струму. Дослідження проводилися на лабораторній установці з циркуляційним насосом та реактором ежекторного типу з інтегрованими електродами. В середній камері ежектора відбувається формування розрідженого середовища (до - 0,8 бар) і в ньому водоповітряної суміші, через яку проходить електричний розряд.

Мета роботи полягає в розробленні апаратів на нових технологічних засадах, що гарантують стабільне знезараження широкого спектру мікроорганізмів у природних та стічних водах.

Формулювання експериментальних досліджень

Завданням експериментальних досліджень було оцінка впливу ефектів, що виникають при розряді електричного струму у водоповітряній

суміші. Для дослідження було обрано декілька типів забруднювачів води, які за певних умов можуть бути деградовані до простіших сполук під дією плазми електричного розряду. Другим завданням дослідження, було оцінювання ефективності дії плазми електричного струму для знезараження поверхневих вод.

Один з розповсюджених типів забруднювачів води централізованого постачання міст є сполуки, що утворюються під час оброблення води з поверхневих джерел водопостачання реагентами на основі хлору. Причиною підвищених концентрацій хлорорганічних сполук (ХОС) у питній воді є високі концентрації органічних речовин та патогенних бактерій у поверхневій воді, що використовуються на водопровідних очисних спорудах в якості вихідної, а також технології їх очищення, де одним з головних реагентів виступає хлор або хлорвмісні сполуки. В Україні майже 80% населення використовує для господарсько-питних потреб очищену воду р. Дніпро з високим вмістом органічних речовин [6]. Це обумовлено низькою природних та антропогенних чинників. У вихідній дніпровській воді водопровідних станцій середня концентрація органічних речовин за ХСК в 1,5-2,0 рази більша за максимально допустиму (15 мг/дм^3) [4, 7, 8]. Саме на ці 15 мг/дм^3 розраховані традиційні технології доочищення. У майбутньому, зокрема через зміни клімату, прогнозується подальше підвищення показників органічного забруднення дніпровської води. При цьому, традиційні підходи оброблення питної води на водопровідних станціях не змінювався з кінця 50-тих років минулого сторіччя. При таких технологіях, хлор використовують для первинного хлорування і знебарвлення вихідної води та для кінцевого знезараження. Метод використання хлору для знезараження водопровідної питної води поширений в усьому світі. За результатами проведених досліджень було встановлено, що у населених пунктах, де на водопровідних станціях використовують дніпровську воду в якості вихідної та рідкий хлор для знезараження оброблена вода є небезпечною для здоров'я споживачів. Така водопровідна питна вода, містить хлороформ у концентраціях $120\text{-}180 \text{ мкг/дм}^3$, (ГДК – 60 мкг/дм^3). Дослідженнями було виявлено вплив хлорованої питної води, забрудненої ХФ, на онкозахворюваність

населення, зокрема, на рак ободової кишки та органів сечовивідної системи у зв'язку з тривалим вживанням такої води [5, 7, 10–13].

Цим підтверджена доцільність проведення дослідів зі зниження концентрації ХОС у питній воді на прикладі ХФ як маркера тригалогенметанів, які синтезуються в процесі підготовки вихідної води. Синтез ХФ в поверхневій воді в процесі її хлорування можна пояснити взаємодією хлор газу чи гіпохлориту натрію з органічними домішками, що присутні у природній воді у вигляді як розчинних сполук, так і не розчинних біологічних об'єктів подібних до фітопланктону [9, 14–18]. При взаємодії з цими органічними чинниками хлоровмісних реагентів в процесі окиснення утворюються такі проміжні продукти як: хлороформ, кетони (ацетон).

Також існує необхідність впровадження новітніх технологій знезараження через поширення хлор резистивних мікроорганізмів. Головним чином, дану проблему намагаються вирішити за-

стосовуючи все більш токсичні, дорогі та шкідливі у всіх відношеннях дезінфектанти.

Матеріали та методи досліджень

Дослідження проводилися на лабораторній установці, яка забезпечує циклічне надходження води у реактор за допомогою циркуляційного насоса (рис. 1).

Реактор являє собою ежектор у вакуумній камері якого відбувається процес впливу факторів дії плазми на оброблювану рідину (рис. 2). Продуктивність установки 0,45 м³/год при робочому тиску на вході ежектора 0,3 МПа (3 бар). Об'єм води яка піддавалась обробленню становив 5 літрів. Ежектор містить вмонтовані в корпус електроди, на які надходять імпульси електричного струму. Параметри джерела живлення струмом: тривалість імпульсу струму становила 5÷7 мкс, частота проходження імпульсів 15 кГц, амплітуда імпульсів близько 5 кВ.

Електроди виготовлені з нержавіючої сталі,

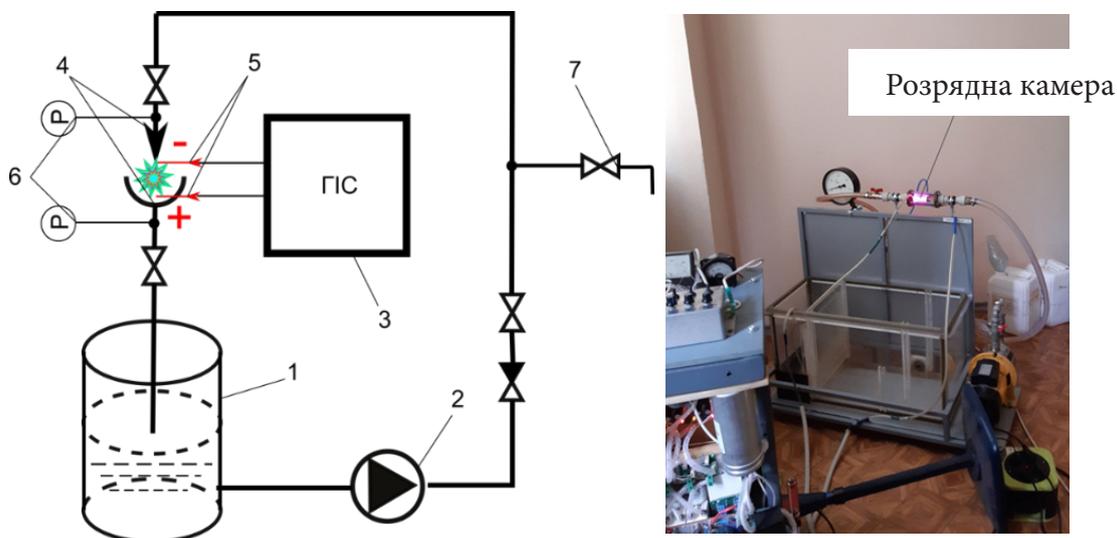


Рис. 1 – Принципова схема установки оброблення води плазмою імпульсного розряду
1 - резервуар для води; 2 - водяний насос; 3 - генератор високочастотного імпульсного струму;
4 - ежектор (реактор знезараження); 5 - електроди; 6 - манометри; 7 - кран для відбору проб.

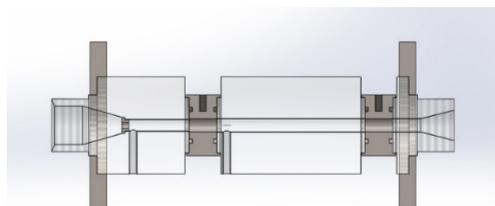


Рис. 2 – Принципова схема ежекторної розрядної контактної камери (реактор)

розташовані у вакуумній зоні камери змішування ежектору. В ежекторі відбувається кавітаційне скипання потоку оброблюваної води, що забезпечує утворення водоповітряної суміші у вакуумній зоні. Утворена у такий спосіб водоповітряна суміш дозволяє суттєво зменшити витрати електроенергії на генерацію та підтримку плазми порівняно з розрядами у чисто водному середовищі [1–4].

Розряди в вакуумній зоні ежектора ініціюють цілий спектр різних фізико-хімічних явищ, таких як: сильне електричне поле, інтенсивне ультрафіолетове випромінювання, ударні хвилі надлишкового тиску і, особливо, утворення різних високоактивних хімічних сполук таких як: радикали (OH^\cdot , H^\cdot , O^\cdot) і молекули (H_2O_2 , H_2 , O_2 , O_3) [5–7]. Всі ці фізико-хімічні процеси, які відбуваються як протягом самого розряду, наприклад, утворення і дія короткоживучих радикалів, а також дія порівняно довго живучих окиснювачів подібних до H_2O_2 , O_3 , обумовлюють ефект знезараження мікроорганізмів та окиснення органічних домішок у воді, що піддається подібному обробленню. Молекулярні окиснювачі, такі як: озон (O_3), перекис водню (H_2O_2) та OH^\cdot радикал є основними окиснювачами в процесах очищення води, вони ефективно деструктують цілі спектри органічних сполук, таких як: феноли, нафтопродукти, жири, ліпіди, синтетичні барвники тощо. Відповідно існує об'єктивне підґрунтя для припущення, що застосування означеного оброблення забезпечить високу ефективність при знезараженні води фактично від усіх видів і форм мікроорганізмів: вірусів, бактерій, грибів, водоростей, цист, простіших тощо.

Експеримент із знезараження води плазмою

Для визначення ефективності знезараження тест-об'єктом була культура *E.coli* штам В-926, з колекції Інституту мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України.

Досліди проводилися на модельних зразках водопровідної води з висіванням добової культури *E.coli*, вирощеної на м'ясо-пептонному агарі (МПА), а також на природних водах: р. Дніпро, яка була відібрана в середині липня 2020 р. у прибережній зоні м. Києва поблизу моста ім. Патона. Проби озерної води були відібрані у той же

період року з озера, яке входить у каскад Голосіївських озер. Додатково було проведено дослідження з річковою водою витриманою (відстояною) в лабораторних умовах протягом 21 доби.

Для водопровідної води змив культури переносили в стерильний флакон і ретельно струшували, щоб уникнути утворення в реакційній ємності стійких конгломератів, грудочок біомаси, що могло б сильно спотворити результати. Після внесення бактеріальної культури, вміст ємності добре перемішували і асептично відбирали пробу для визначення початкової концентрації у воді тест-культури. Початкова концентрація мікробної культури, а також вміст мікроорганізмів після впливу плазми в дослідах визначали методом граничних розведень води.

Вплив концентрації мікробного забруднення вивчали на зразках води, куди вносили змив з двох пробірок культури *E.coli* В-926 на МПА, а також подвійну кількість біомаси.

Загальне мікробне число вихідних зразків води, а також після впливу на них плазми обчислювали методом граничних розведень, тобто в усіх проведених дослідах з відібраних зразків готували десятикратні розведення, а саме, для отримання розведень брали декілька пробірок, що містять по 9 см³ стерильної водопровідної води. Досліджувану воду об'ємом 1 см³ виливали в першу пробірку, з доведенням розведення 1:10, потім з цієї пробірки переливали 1 см³ в наступну і т. ін. Для приготування кожного розведення використовували нову стерильну піпетку. Далі 0,1 см³ води кожного розведення висівали на відповідне середовище (Ендо або МПА) з триразовою повторюваністю. Посіви інкубували 24 години при температурі 37оС. Після інкубації підраховували сумарну кількість колоній і вираховували загальне мікробне число за формулою:

$$X = \frac{A * B}{V}$$

де X - загальне число, КУО/см³;

A - середня кількість колоній з повторень,

B - розведення проби,

V - кількість посівного матеріалу, (см³).

Технічну воду висівали на середовище Ендо, елективне для кишкової палички, а зразки природних вод - на МПА для визначення загального

мікробного числа, а також на середовище Ендо для реєстрації наявності свіжого фекального забруднення.

Результати експерименту з окиснення хлорорганічних сполук

На рис. 3 наведено зміни концентрацій ХФ в результаті експериментальної оброблення плазмою модельного розчину № 1.



Рис. 3 – Зміна концентрації хлороформу при pH 6,9 в залежності від часу оброблення

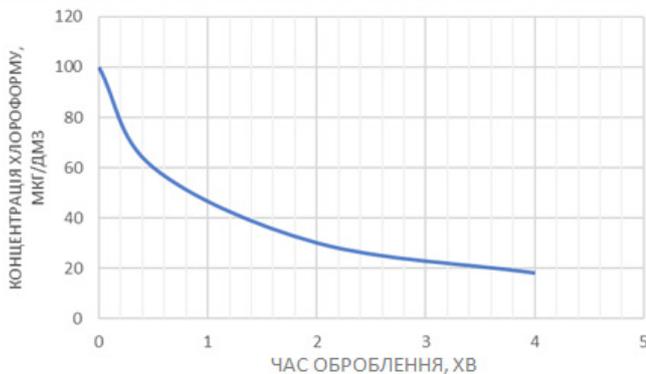


Рис. 4 – Зміна концентрації хлороформу при pH 8,6 в залежності від часу оброблення

На рис. 4 наведено зміни концентрацій ХФ в результаті експериментальної обробки плазмою модельного розчину № 2.

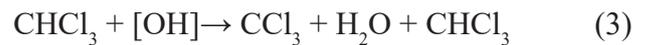
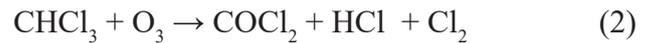
В процесі окиснення ХФ у водоповітряній суміші під впливом плазми частинки переходять у високоенергетичний збуджений стан (озон, гідроксильний радикал) з вищим окисними потенціалом ніж у кисню. Присутність цих речовин та їх концентрація є визначальними факторами для окиснення забруднень у воді.

Загальний результат обробки водного розчину ХФ сильними окисниками, утвореними в процесі плазмової оброблення природної води з

підвищеним вмістом органічних сполук і залишковим хлором, суттєво залежить від pH водного середовища. Так, при лужному pH, відбувається успішний гідроліз хлороформу до вуглекислого газу, води і хлоридів відповідно до рівняння (1):



У випадку нейтрального або кислого середовища можливі наступні реакції:



Фактично в рівнянні (3) відбувається рекомбінація CHCl_3 і нове утворення щойно зруйнованої окисником молекули хлороформу [18, 19].

Підвищення витрат енергії при надлишку органіки і залишкового хлору, призводить лише до підвищення об'ємів синтезу молекул хлороформу.

В той же час, розміщення на рециркуляційному водоводі дослідної установки фільтру з вапняковим фільтрувальним завантаженням дозволяє запускати реакцію згідно рівняння (1) з мінімальними енергетичними витратами. Відповідно реакція відбувається за рівняннями (2, 3), внаслідок чого ми отримали збільшення концентрації ХФ.

Результати експерименту із знезараження води

Вивчення впливу концентрації мікроорганізмів на швидкість і повноту знезараження води проводили на технічній (водопровідній) воді з внесенням змиву з двох пробірок тест-культури. Це забезпечило початкову концентрацію *E. coli* $3,4 \cdot 10^6$ КУО/см³. Оброблення води протягом 30 секунд знизило концентрацію мікроорганізмів на два порядки (до $5,4 \cdot 10^4$). Через 1 хвилину оброблення цей показник знизився до $1,7 \cdot 10^2$, а після закінчення 3 хвилин в пробах реєстрували $5,2$ КУО/см³, тобто оброблена вода відповідала показникам практично чистої води.

Для з'ясування впливу ступеня забруднення на характер знезараження води, в технічну воду було внесено збільшена кількість тест-культури. Це забезпечило початкову концентрацію клітин $8 \cdot 10^7$ КУО/см³, що відповідає визначенню

«сильно забруднена вода». Це призвело до зниження швидкості знезараження води. Результати дослідів наведено у вигляді графіків (рис. 6, 7) залежності зміни кількості колонієутворюючих одиниць, життєздатних мікроорганізмів в досліджуваних пробах від часу впливу плазми електричного розряду.

Проби озерної води були прозорі, злегка жовтуваті, іноді зустрічаються залишки рослин. Проби були перевірені на загальне мікробне число, а також на наявність свіжого фекального забруднення. Аналізи виявили, що вода, відібрана в парковій зоні у віддалених від джерел потрапляння забруднень за мікробіологічними показниками була досить чистою (рис. 5, 6).

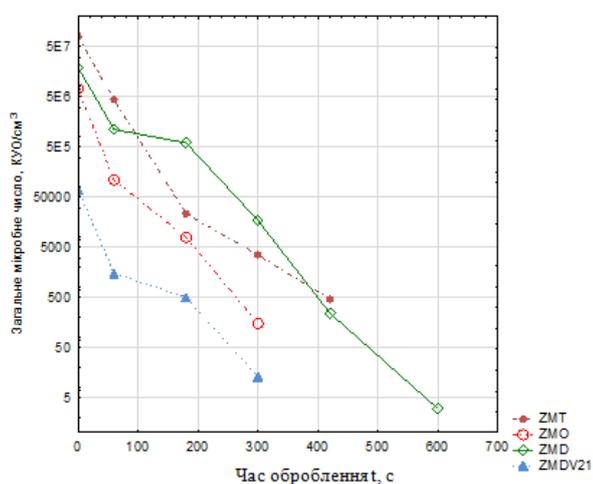


Рис. 5 – Зміна загального мікробного числа колонієутворюючих одиниць, життєздатних мікроорганізмів від часу оброблення проби води плазмою електричного розряду

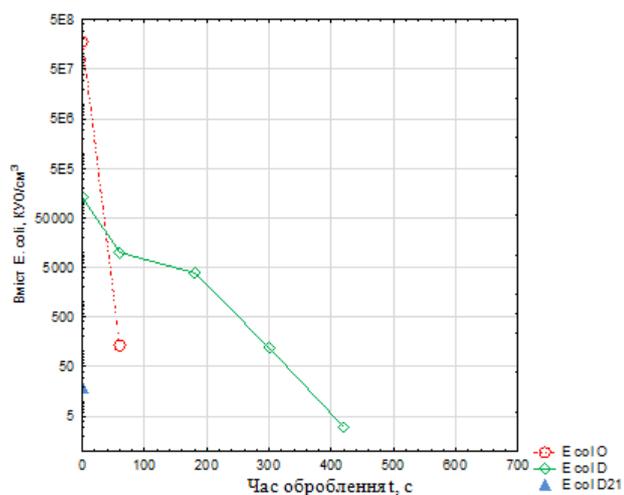


Рис. 6 – Зміна вмісту колонієутворюючих одиниць, життєздатних E.coli від часу оброблення проби води плазмою електричного розряду

Для з'ясування впливу тривалого відстоювання природної річкової води за мікробіологічними показниками і ефективності плазмового знезараження даної води проведено дослідження оброблення відстоюної за 21 добу дніпровської води. Результати оброблення зразків наведено (рис.6 та 7).

Дослідами було встановлено, що тривале зберігання асептично відібраної проби води призвело до зниження загального мікробного осіменіння, суттєво знизилася видова різноманітність бактерій; після зберігання на середовищі МПА спостерігали зростання 2-3 видів колоній часто з ростом, характерним для спорових бактерій, хоча при висіві свіжої річкової води на одній чашці можна було спостерігати 7-12 колоній різних видів, без переваги спорових бактерій. На середовищі Ендо (Агар Ендо) кишкова паличка перестає висіватися досить швидко; спостерігалося зростання грамнегативних, оксидазопозитивних мікроорганізмів, однак для остаточного висновку про приналежність цих бактерій до кишкової групи необхідно провести додаткові дослідження.

Для встановлення статистично достовірних показників зв'язку часу оброблення плазмою з кількістю життєздатних колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів, було проведено кореляційний аналіз за параметричним методом Пірсона і непараметричним методом Спірмена. Результати кореляційного аналізу наведено у таблиці 1.

Проби шифрувалися таким чином:

ZM – загальне мікробне число;

D – проба річкової води з річки Дніпро;

O – проба з озера

T – проба технічної води;

D₂₁ – проба річкової води з річки Дніпро, яка була відстоюна 21 добу; вміст E.Coli.

Тобто ZMD₂₁ відповідає пробі води річкової на загальне мікробне число, яка була відстоюна 21 добу;

EcolD₂₁ відповідає пробі води річкової, яка була відстоюна 21 добу на вміст E.Coli.

Результати кореляційного аналізу

Методи	t	ZMT	ZMO	E.coli O	ZMD	E col D	ZMDV ₂₁	E.coli D ₂₁
Пірсона	1,000	-0,656	-0,634	-0,625	-0,665	-0,675	-0,638	-0,625
Спірмена	1,000	-1,000	-1,000	-0,894	-1,000	-1,000	-0,986	-0,655

Результати кореляційного аналізу зв'язку часу оброблення плазмою – кількість колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів отримані методами Пірсона і Спірмена.

Відповідно сила зв'язку встановлена за методом Пірсона між часом оброблення плазмою і кількістю колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів відповідає середньому. В той же час кореляція за Спірманом показує майже досконалий зв'язок між часом оброблення плазмою і кількістю колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів.

Висновки з експерименту з окиснення хлорорганічних сполук

При деструкції ХОС плазмою у водному розчині значну роль відіграє рН розчину. Відповідно дослідів, навіть слабо кислий розчин у вигляді водоповітряної крапельної суміші при обробленні окисниками утвореними плазмовим розрядом в цій суміші призводить до підвищення концентрацій ХФ, найімовірніше, шляхом рекомбінації складових ХФ та впливу утворених в процесі розряду оксидних сполук азоту. За таких умов, збільшення енерговитрат призводить лише до підвищення концентрації ХФ. Водночас, подібне оброблення у лужному розчині ХФ призводить до протилежних результатів. Відповідно застосування заходів, які формують лужне середовище, у цьому випадку циркуляційного фільтру з вапняковим фільтрувальним завантаженням, дозволило запустити реакцію гідролізу ХФ за рівнянням (1). Завдяки цьому, авторам вдалося скоротити енерговитрати та отримати суттєве зниження ХФ з 100 до 18 мкг/дм³, що суттєво нижче нормативних вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10, які становлять 60 мкг/дм³.

Висновки

Всі типи зразків були досить швидко знезаражені, також було статистично достовірно підтверджено суттєвий зв'язок між часом оброблен-

ня плазмою та кількістю колонієутворюючих одиниць мікроорганізмів поза залежністю від генезу проби, виду та роду мікроорганізмів.

Вихідна концентрація мікроорганізмів у межах, що досліджувались не була визначальним фактором для встановлення часу оброблення води. За спостереженнями, на склад води впливає присутність додаткової органічної складової, що суттєво впливає на час оброблення. Це пояснюється тим, що значна частина синтезованих окисників спрацьовується на окиснення органічної складової, наприклад фульвокислот, які формують кольоровість дніпровської чи озерної води. Тобто суттєва частка енергії витрачалась на знебарвлення води.

ЛІТЕРАТУРА

1. Кравченко В.А. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2016. В.А. Кравченко. Київ: ДП «НДКТИМГ», 2016. 407 с.
2. Кравченко В.А. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2017 році. В.А. Кравченко. Київ: ДП «НДКТИМГ», 2017. 382 с.
3. Лотоцька О.В. Гігієнічні проблеми охорони поверхневих і підземних вод від антропогенного забруднення та їх використання в питному водопостачанні в західному регіоні України. О.В. Лотоцька. Київ: Нац. акад. мед. наук України, Держ. установа «Ін-т громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», 2019. 399 с.
4. Верголяс М.Р. Еколого-токсикологічний моніторинг стану води різних джерел України / М.Р. Верголяс. Дніпро: Дніпровський національний університет ім. Олеса Гончара, 2019. 342с.

5. Зоріна О.В. Гігієнічні проблеми питного водопостачання України та шляхи їх вирішення в умовах євроінтеграції. О.В. Зоріна. Київ: Нац. акад. мед. наук України, Держ. установа «Ін-т громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», 2019. 382 с.
6. Чарний Д.В. Розвиток теоретичних засад і удосконалення технологій очищення природних вод в системах сільськогосподарського водопостачання. Д.В. Чарний. Київ: ІВПіМ НААН, 2017. 302 с.
7. Зайцев В.В. Обґрунтування програми моніторингу питної водопровідної води на підставі гігієнічної оцінки впливу хлорорганічних сполук на здоров'я міського населення промислового регіону // В.В. Зайцев. Київ: Нац. акад. мед. наук України, Держ. установа «Ін-т громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», 2019. 210 с.
8. Фединяк А. Мутагенність питної води і можливі шляхи її утилізації. А. Фединяк, Ю. Козуб, О. Дуган, 2014.
9. Стискал О.А. Аналіз чинників екологічної небезпеки хлорованої питної води. О.А. Стискал, В.Г. Петрук Вісник Вінницького політехнічного інституту. 2014. №. 5. С. 69-75. ISSN 1997-9266.
10. Григоренко Л.В. Еколого-гігієнічна оцінка впливу питної води з централізованих, децентралізованих джерел водопостачання та доочищеної питної води на здоров'я сільського населення Дніпропетровської області. Л.В. Григоренко. Київ: Нац. акад. мед. наук України, Держ. установа «Ін-т громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», 2019. 342 с. DOI 10.5281/zenodo.3628400
11. Краснова М.А. Полный справочник санитарного врача / М.А. Краснова, В.Н. Шилов, Е.О. Шальнов. 2015. 116 с. ISBN 978-5-9758-1841-6
12. Zamyadi A. The value of in vivo monitoring and chlorination for the control of toxic cyanobacteria in drinking water production. A. Zamyadi. École Polytechnique de Montréal. 2011. 289 p.
13. Севальнев А.И. Современное состояние питьевого водоснабжения Запорожской области А.И. Севальнев, О.В. Зыкин, В.В. Богдановский, А.В. Шинкарь. Актуальные проблемы транспортной медицины. 2009. № 1(15). С. 88-92.
14. Взаимодействие хлора с примесями воды, токсичность вторичных загрязнителей / 2015.
15. Абдулфаттах Амин Ахмад Амин. Исследование формирования тригалогенметанов в системе водоснабжения Багдада / Абдулфаттах Амин Ахмад Амин. Электронный научный журнал «Инженерный вестник Дона». 2013. 39-52 с.
16. Zamyadi A. Species-dependence of cyanobacteria removal efficiency by different drinking water treatment processes / A. Zamyadi, S. Dorner, S. Sauvé, Water Research. 2013. Vol. 47, No. 8. P. 2689-2700. DOI: 10.1016/j.watres.2013.02.040.
17. Fan Y. Chlorination of toxic cyanobacterial cells and their associated toxins. Y. Fan. École Polytechnique de Montréal, 2012. 123 p.
18. Chowdhury S.H. Modeling trihalomethane formation in drinking water with application to risk-based decision-making S.H. Chowdhury. Queen's University, 2009. – 275 p.
19. Pulido M.E. Evaluation of an electro-disinfection technology as an alternative to chlorination of municipal wastewater effluents. University of New Orleans. 2005. 150 P.

МЕТОДОЛОГІЯ ІНТЕГРОВАНОГО УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ПРИРОДООХОРОННИХ СИСТЕМ

Петрук В. Г.,¹ Машков О. А.², Петрук Р. В.,¹ Гура К. Ю.³

¹Вінницький національний технічний університет,
вул. Хмельницьке шосе, 95, Вінниця, 21000

²Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Василя Липківського, 35, корп. 2, Київ, 02000

³Державне агентство з енергоефективності та енергозбереження України
вул. Музейний провулок, 12, Київ, 01001
mashkov_oleg_52@ukr.net

В роботі проаналізовані основні поняття інтегрованого управління екологічною безпекою природоохоронних систем. В Україні наявна науково-технічна проблема ефективного як державного та регіонального, так і управління на рівні окремих підприємств та організацій. У зв'язку з цим, досліджено сучасні підходи до принципів та методів інтегрованого управління екологічною безпекою. Крім того, запропонована структура стратегічного, ситуаційного та цільового управління в організаційних системах, а також структура системи управління екологічною безпекою. В результаті розроблена оригінальна структура і обґрунтовано особливості узагальненої системи інтегрованого управління екологічною безпекою на прикладі непридатних пестицидів та пестицидовмісних відходів, яка на підсистемному рівні дозволяє ефективно здійснювати управлінські дії до усіх компонентів пестицидовмісних відходів, що дає можливість суттєво підвищити рівень екологічної безпеки територій та природоохоронних систем.

Ключові слова: екологічна безпека, управління, інтегроване управління, екологічні системи, природоохоронна діяльність.

The methodology of integrated environmental safety management. Petruk R. V., Mashkov O. A., Petruk V. H., Hura K. Yu.

In this paper, the authors analyse the basic concepts of integrated environmental safety management. In Ukraine, there is a scientific and technical problem

of effective state and regional management, as well as management at the level of individual enterprises and organizations. Because of this problem, the authors explored modern approaches to the principles and methods of integrated environmental safety management. In addition, they propose the structure of strategic, situational and targeted management in organizational systems, as well as the structure of the environmental safety management system. The authors developed an original structure and substantiated the specific features of a generalized system of integrated environmental safety management using as an example unusable pesticides and pesticide-containing waste. This structure allows for effective management of all components of pesticide-containing waste at the subsystem level, which in turn can significantly increase the level of environmental safety of the territories and environmental systems.

Keywords: environmental safety, management, integrated management, environmental systems, environmental protection.

Постановка проблеми. Основні визначення.

Управління – це цілеспрямований вплив на об'єкти задля досягнення кінцевої мети (частіше всього – задля підвищення ефективності функціонування систем, над якими здійснюються управлінські дії) завдяки перетворенню інформації про стан об'єкта чи системи в командну інформацію від суб'єкта. При цьому управління є *ситуаційним*, коли потрібно приймати рішення

в міру виявлення потенційних проблем, та *цільовим*, коли управлінська діяльність спрямовується на головні зусилля (завдання, мету) керуючої (управляючої) організації.

Відтак, *інтегроване управління екологічною безпекою* – це діяльність спрямована на подолання екологічних ризиків, створення сприятливих умов для сталого екологічно безпечного розвитку, це скоординована діяльність компетентних державних органів і окремих природокористувачів, в основу якого покладено саме *комплексний принцип* управлінських дій, тобто системний, всеохоплюючий, всебічний підхід, іноді з поділом складної системи на відповідні підсистеми і організацією їх ефективної взаємодії для досягнення поставленої мети або задач (як на державному та регіональному рівнях, так і на окремих підприємствах та в організаціях)[1-6].

Аналіз останніх досліджень і публікацій по принципам та методам інтегрованого управління

Під *принципами управління* організаційними, у тому числі, і екологічними системами доцільно розуміти основні правила, положення та норми поведінки, за якими діють учасники організаційного управління за умов, що склалися в суспільстві. Є різні підходи на сьогодні до визначення принципів управління в організаційних системах. (рис. 1) [3].

Згідно [4] принципи управління поділяються на такі види: *структурно-цільові*, що відображають закономірності, відносини і взаємозв'язки раціональної побудови «дерева» цілей управління; *структурно-функціональні*, що характеризують закономірності, відносини і взаємозв'язки побудови функціональної структури управління; *структурно-організаційні*, що пов'язані із закономірностями, відносинами і взаємозв'язками побудови організаційної структури управління, і *структурно-процесуальні*, що дають уявлення про основні закономірності, відносини й взаємозв'язки раціонального і ефективного ведення управлінської діяльності органів державної влади і місцевого самоврядування. (рис. 2) [4].

Цікавим є такий підхід до основних системних принципів (рис. 3) [5].

Принципи організаційного управління синтезують та відображають об'єктивність законів суспільної формації, характерні риси практики організаційного управління. Вони визначають вимоги до системи, структури, організації і процесу організаційного управління. У них також знаходять свій вияв основні вимоги, що ставляться до побудови органів управління та методів здійснення функцій управління, доцільний характер взаємовідносин учасників управлінського процесу тощо. Відтак, принципи управління являють собою результат узагальнення людьми об'єктивно діючих законів та закономірностей,

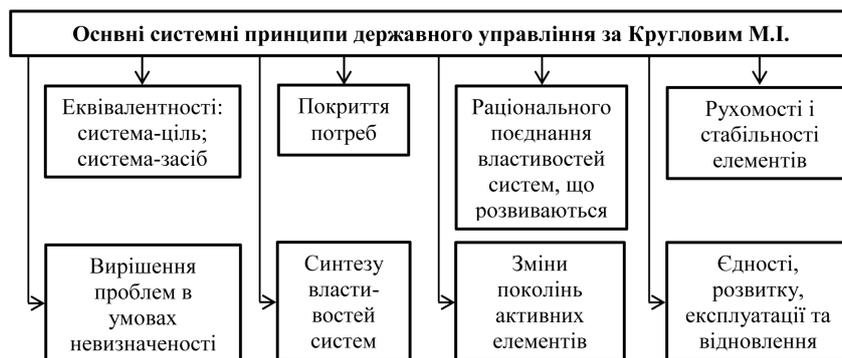


Рис. 1 – Принцип державного управління за Кабушкіним М.І.



Рис. 2 – Принцип державного управління за Атаманчуком Г.В.

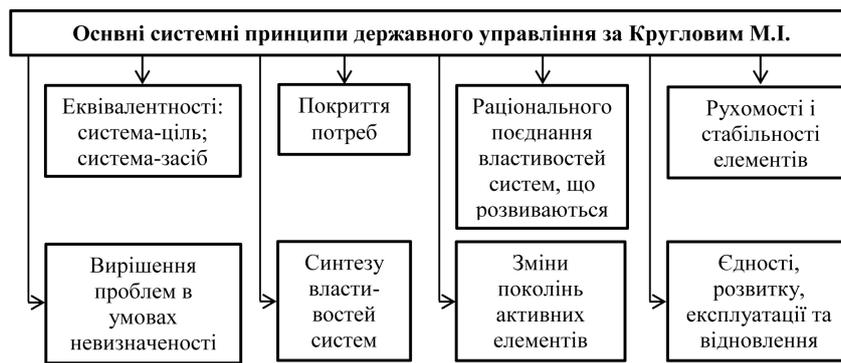


Рис. 3 – Основні системні принципи державного управління за Кругловим М.І.

притаманних їм загальних рис, характерних фактів та ознак, які стають загальною підставою їх діяльності. Принципи управління відображають сутність явищ та реальних процесів управління, що підпорядковуються певним законам і закономірностям. Вони об'єктивні так само, як закони і закономірності. Тобто *принципи управління – це керівні ідеї або основоположні засади, що відображають закономірності розвитку відносин управління*. На практиці важливе значення має зв'язок принципів управління з *методами управління*, що не можна розглядати без цілеспрямованого впливу. Ціль управлінського впливу визначає відповідні методи управління, а принципи дозволяють вибрати для досягнення цілі найбільш ефективні в цих умовах методи. Важлива відмінність між принципами та методами полягає в тому, що принципи управління постійні та мають обов'язковий характер. Сутність методів управління може змінюватися залежно від зміни умов при збереженні принципів. Зв'язок між принципами та методами односторонній. Принцип дозволяє сформулювати систему методів і кожний метод окремо. Але кожний окремий метод не

має такого впливу на принцип управління. Тільки вся сукупність методів у відповідних умовах може мати зворотній вплив на склад принципів та на форми їх використання.

Принципи організаційного управління також являють собою об'єктивні закономірності і відносини суспільно-політичної природи, що визначають зміст, організаційну структуру та життєдіяльність компонентів організаційного управління. Вони виступають у вигляді певних наукових положень, закріплених правом, та застосовуються в теоретичній і практичній державно-управлінській діяльності людей.

Науковцями Нижник Н.Р., Машков О.А. було запропоновано таку систематизацію принципів (рис. 4) [1, 2].

При цьому *принцип об'єктивності* інтегрованого управління є базовим і зумовлює необхідність дослідження в усіх управлінських процесах вимог об'єктивних закономірностей (природних, історичних, суспільних) і реальних можливостей суспільних сил. Великого значення набуває

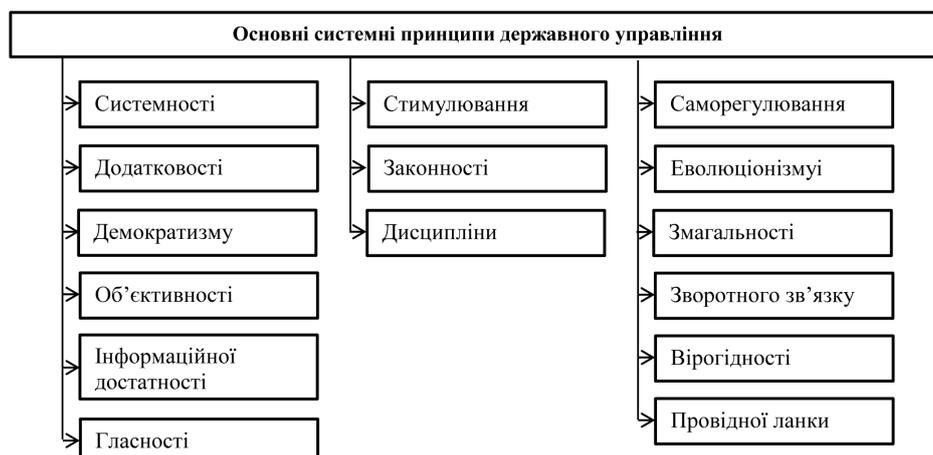


Рис. 4 – Систематизація принципів управління



Рис. 5 – Базові процедури реалізації принципів інтегрованого управління

принцип законності організаційного управління. Він передбачає, що функціонування та розвиток організаційного управління мають міцні правові засади, які визначаються законом та полягають у його практичній реалізації; по-друге, принцип законності зумовлює актуальність своєчасного і належного правового регулювання змін у змісті, організаційній структурі, елементах діяльності органів великої системи; по-третє, він вимагає чіткого порядку їх нормативної діяльності, особливо прийняття та виконання правових актів, і, по-четверте, служить основою для формування та підтримки свідомої дисципліни в діяльності державних службовців.

Також треба мати на увазі, що реалізація принципів інтегрованого управління передбачає застосування таких процедур: *оптимізація, системність, комплексність тощо* (рис. 5).

Особливого значення набуває процедура *оптимізації управління*, що дозволяє удосконалити структуру управлінського об'єкта та підвищує його функціональні можливості, а також підвищує ефективність систем, якими управляють. Сьогодні цей принцип диктує необхідність скорочення галузевих ієрархічних рівнів управління, зменшення регламентуючої ролі організаційної системи, що скоує самостійність та ініціативу, удосконалення структури управління державних установ і організацій.

Інша процедура: *системність* – це коли будь-яка система (об'єкт) розглядається як сукупність взаємозв'язаних елементів, що мають вихід (ціль), вхід, зв'язок із зовнішнім середовищем, зворотний зв'язок, внутрішню структуру тощо.

При цьому *комплексна* процедура передбачає, що всебічно враховуються технічні, екологічні, економічні, організаційні, соціальні, психологічні та інші аспекти управління і їх взаємозв'язки.

Відтак, у кінцевому рахунку інтегроване управління спрямоване на дослідження та посилення взаємозв'язків: між окремими *підсистемами і елементами системи управління*; між *стадіями життєвого циклу* об'єкта управління; між *рівнями управління* по вертикалі; між *суб'єктами управління* по горизонталі тощо.

Виклад основного матеріалу

Стратегічне та ситуаційне управління в організаційних системах та особливості інтегрованого управління

За системним підходом інтегроване управління здійснюється як:

1. *Стратегічне управління*, в ході якого виробляються спільні рішення для досягнення поставлених цілей і завдань.
2. *Ситуаційне управління*, яке передбачає розподіл ресурсів (фінансових, людських та інших) по окремих напрямках і допоміжних системах, а також управління системою кожного напрямку в міру виявлення потенційних проблем.
3. *Цільове управління*, яке спрямовується на головне завдання чи управлінську мету організації (рис. 6).



Рис. 6 – Підходи до організації управління

На практиці виникають питання визначення механізмів застосування як стратегічного, так і ситуаційного управління. Тому пропонується ці питання вирішувати шляхом поєднання стратегічного та ситуаційного управління та їх інтеграції (адаптація в умовах змін мети керування).

Також у розвитку методології інтегрованого управління пропонується виділити декілька етапів (рис. 7).



Рис. 7 – Етапи методології інтегрованого управління

Інтегроване управління – вид управління, яке зорієнтоване на перспективу. При цьому воно являє собою процес, який визначає послідовність дій організації з розробки і реалізації стратегії. Це включає постановку цілей, вироблення стратегії, визначення необхідних ресурсів і підтримання взаємовідносин із зовнішнім середовищем, які дозволяють організації добиватися поставлених завдань.

Виділяють два основних кінцевих продукти інтегрованого управління. Один з них – *потенціал організації*, що забезпечує досягнення цілей у майбутньому. При цьому потенціал складається з усіх видів ресурсів, інформації тощо. Другим кінцевим продуктом інтегрованого управління є *ефективність внутрішньої структури і організаційних змін*, що забезпечують чутливість організації до змін у зовнішньому середовищі.

Взагалі, інтегроване управління зачіпає широке коло організаційних рішень з проблем, що зорієнтовані на майбутнє, на провідні цілі організації і знаходиться під впливом неконтрольованих зовнішніх факторів. Провідні цілі спрямовані на підвищення ефективності організації. Тому рішення про створення нового напрямку організації або ліквідацію, реорганізацію відділів чи управлінь мають стратегічний характер.

Проблеми інтегрованого управління, частіше за все, виникають у результаті впливу численних зовнішніх факторів. Для того, щоб не помилитись у виборі стратегії та напрямку розвитку, важливо визначити, які економічні, політичні, соціальні та інші фактори впливають на майбутнє організації. При цьому *організація постійного моніторингу зовнішнього середовища – важлива умова ефективності управління*.

Виділяють такі три групи об'єктів інтегро-

ваного управління: *організації, стратегічні підрозділи і функціональні зони організації*.

Як об'єкт інтегрованого управління, *організація* – відкрита комплексна система, що являє собою сукупність структурних підрозділів. *Стратегічні підрозділи* – це напрямок або кілька суміжних напрямків діяльності організації. Цей підрозділ, як правило, несе повну відповідальність за стратегічний розвиток і діяльність підрозділу в цьому напрямку.

Функціональна зона організації – це сфера діяльності, організаційно представлена функціональними структурами, які спеціалізуються на виконанні певних функцій і забезпечують ефективну діяльність як окремих підрозділів, так і організації в цілому.

Інтегроване управління не передбачає чітких формулювань та алгоритмів. Тому важко подати зміни в кількісній формі та розробити програму для автоматизації процесу такого складного управління, зокрема, за допомогою сучасної комп'ютерної техніки та відповідних програмних продуктів, хоч це можна і треба до цього прагнути. У цьому випадку необхідні знання, уява та творче мислення. Цей процес за своїм характером новаторський і вимагає типового людського мислення, не обмеженого жорсткими рамками.

Системний підхід дозволяє створити раціональний процес, за допомогою якого управлінець може діяти, виходячи з вимог загальної системи та інтеграції діяльності *підсистем*. При цьому інтеграція спрямована на досягнення цілей і завдань, які враховують стан організації по відношенню до більших навколишніх систем і систем конкуренції.

Великого значення також набуває *координація управління*, метою якої є узагальнення процесів у різних підсистемах об'єкта організаційного управління та державна стабілізація, мета якої полягає у забезпеченні незмінності значень показників організаційного управління у заданий інтервал часу.

Але для того, щоб вибрати в ситуації основну ланку, суб'єкт управління (особа яка приймає рішення) має, насамперед, добре знати всю мно-

жину, всю сукупність проблем, визначити, що в них головне, а що другорядне, і потім зосередити зусилля на вирішенні основних питань, не забуваючи про решту.

Наступне положення, яке важливо відзначити, – застосування *адаптивних, гнучких структур і методів управління, адаптивного стилю керівництва*. Ситуаційний підхід в управлінні екологічною системою вимагає, щоб суб'єкт управління адекватно відображав у собі всі основні риси об'єкта управління і його зовнішнього середовища, в тому числі і усю обстановку, що складається, тобто суттєві ситуації, і відповідно провадив необхідне перегрупування сил, намічав нову тактику своєї поведінки, що відповідала б новим умовам. Отже, ситуаційний підхід – це підхід, при якому вибір ефективної організаційної структури і механізму управління визначається особливостями ситуації, в якій знаходиться організація. Для ситуаційного підходу в управ-

гулярне інтегроване управлінням» – є подальшим логічним розвитком стратегічного планування і складається з двох взаємодоповнюючих підсистем: *підсистеми аналізу і планування стратегії та підсистеми реалізації стратегії*. По суті, цей напрямок – це управління стратегічними можливостями екосистеми. Другий напрямок розвитку інтегрованого управління *«інтегроване управлінням у реальному масштабі часу»* пов'язується з вирішенням стратегічних завдань, що виникають раптово. Вони розвиваються в тих екосистемах, де зміни у зовнішньому оточенні відбуваються з такою частотою, а інколи ще й так непередбачувано, що потребують негайної реакції, і організації не залишається часу на перегляд своєї стратегії. При цьому організація має одночасно паралельно займатися уточненням стратегії і вирішенням стратегічних завдань, що виникають. Ця система інтегрованого управління є на стадії становлення (рис. 8).



Рис. 8 – Напрямки розвитку інтегрованого управління екобезпекою і екосистемами

лінні найважливішим параметром є *критерій оцінки* управлінської ситуації (оцінка екологічних загроз та ризиків). При цьому ситуаційний підхід реалізує *принцип адаптованості*, що є основним принципом інтегрованого управління. Його суть у тому, що всі організаційні побудови всередині (культура організації, оргструктура, система планування тощо) є реакцією організації на відповідні зміни у зовнішньому оточенні та деякі зміни у внутрішньому середовищі. Також ситуаційний підхід в управлінні органічно впливає з природи сучасних екосистем і активно сприяє успішному застосуванню і розвитку інтегрованого управління.

Відтак, можливо визначити два напрямку розвитку інтегрованого управління. Перший – «ре-

Діяльність з інтегрованого управління спрямована на забезпечення стратегічної позиції, яка повинна гарантувати екологічну безпеку екосистемі в умовах, що змінюються. Завдання управління, який займається екологічною безпекою, вчасно виявити необхідність та здійснити стратегічні зміни в екосистемі: створити умови, які сприяли б стратегічним змінам; підібрати та виховати кадри, здатні втілити стратегічні зміни в життя тощо.

Впровадження стратегічного планування накладає додаткові обмеження на свободу діяльності управлінських систем. Це, в свою чергу, вимагає значного вдосконалення методів *прогнозування* в управлінні. *Централізація* управління проявляється в тому, що постійно збільшується

використання у верхній ланці ієрархічної системи груп стратегічного управління, груп з дослідження операцій та аналізу процесів, які відбуваються.

З другого боку, дедалі більший ступінь автоматизації процесів ситуаційного управління дозволить керівництву приділяти максимум часу для прийняття рішень із складних проблем, невідомих проблем і тих, які не піддаються програмуванню.

При цьому використання інформаційно-управлінських систем дасть можливість звільнити управлінців від розгляду несуттєвої та суперечливої інформації, яка заважає ефективному організаційному управлінню.

Варто також наголосити, що інтегроване управління передбачає не тільки *інтеграцію* всіх видів діяльності для досягнення загальних цілей, а й підвищення ефективності діяльності кожної підсистеми.

Існують два терміни щодо *ефективності* управління, зокрема, інтегрованого. В одному випадку розуміють ступінь результативності, з яким мета втілюється в життя, в іншому – витрати на реалізацію управління. Тому критерієм виступає не лише оптимальний розподіл ресурсів в екосистемі, але й раціональне їх використання, що у цілому в довгостроковому періоді в умовах всього суспільства дозволяє назвати виміром ефективності досягнення загальної мети. Саме до мети, а не до засобів, треба і застосовувати критерії визначення ефективності екосистеми.

Отже, можна погодитися з тим, що ефективність в умовах екосистем у довгостроковому періоді полягає у співвідношенні результатів до затрат при досягненні поставленої мети. Цю формулу не можна вважати абсолютною, бо вона не охоплює всю складність проблеми, проте дозволяє зараз розглянути ефективність функціонування та накреслити перспективи удосконалення системи управління за рахунок застосування переваг інтегрованого управління.

Для ефективного функціонування системи інтегрованого управління, передусім, необхідно правильно поставити мету, завдання. Лише коректне та чітке формулювання цілі, реальної для

виконання, внутрішньо не суперечливої може мати наслідком її успішного виконання.

Отже, інтегроване управління системно поєднує стратегічне та ситуаційне управління відповідно до завдань (мети управління) з урахуванням ресурсів та часу управління. Для реалізації інтегрованого управління важливо визначити механізми застосування адаптивних, гнучких структур і методів управління, адаптивного стилю керівництва.

Ситуаційний підхід в інтегрованому управлінні вимагає, щоб суб'єкт управління (особа яка приймає рішення) адекватно відображав у собі всі основні риси об'єкта управління (екосистеми) і його зовнішнього середовища, в тому числі і усю обстановку, що складається, тобто суттєві ситуації, і відповідно провадив необхідне перегрупування сил, намічав нову тактику своєї поведінки, що відповідала б новим умовам.

Сьогодні, коли потрібно якомога швидше реагувати на екологічні загрози та ризики, необхідно оперативно проваджувати інтегроване управління екосистемою. Саме тому, ситуаційний підхід – це підхід, при якому вибір ефективної організаційної структури і механізму управління визначається особливостями ситуації, в якій знаходиться екосистема. Для ситуаційного підходу в управлінні найважливішим параметром є критерій оцінки управлінської ситуації. Одним з таких критеріїв є оцінка ситуації з точки зору можливості реалізації функцій спостереження та управління (спостережність та керованість системи).

Ситуаційний підхід також реалізує *принцип адаптованості*, що є основним принципом інтегрованого управління. На рівні інтегрованого управління впровадження автоматизованої підготовки рішень принципових труднощів не становить. Використання інформаційно-управлінських систем дасть можливість звільнити особу яка приймає екологічні рішення від розгляду несуттєвої та суперечливої інформації, яка заважає ефективному екологічному управлінню.

Варто також наголосити, що інтегроване управління передбачає не тільки інтеграцію всіх видів діяльності для досягнення загальних цілей, а й підвищення ефективності діяльності кожної

підсистеми. Для реалізації інтегрованого управління необхідно розробити (синтезувати) структуру системи управління екологічною системою.

Особливості системи управління екологічною безпекою

Система – це сукупність взаємопов'язаних елементів, що утворює певну цілісність, яка володіє відповідними властивостями, що не зводяться до суми властивостей її елементів. Система (тобто внутрішньо організована єдність деяких елементів) являє собою нову якість порівняно з несистемним набором тих самих елементів. Цілісність системи проявляється в *інтегрованості* (що пов'язано з функціональною орієнтованістю різних протиріч і модифікацій властивостей елементів під впливом інтегрованих сил), *активності, зв'язаності, циклічності і послідовності*. Складність системи знаходить свій вияв у протиріччях, стохастичності (тобто вірогідному характері поведінки великих систем), в альтернативності побудови і динаміки систем. Як правило, для складних систем, а природоохоронні екологічні системи саме такими і є, притаманне правило *синергізму*, тобто системний ефект, частіше всього, більший, аніж проста сума її елементів.

Аналізуючи управління як цілеспрямований процес, не можна не звернути увагу на те, чия мета реалізується в процесі управління, тобто кому потрібне це управління. При цьому необхідно розглянути поняття – об'єкт та суб'єкт. Відтак, під суб'єктом не обов'язково розуміти конкретну особистість. Це може бути група людей, об'єднаних за певною ознакою, і навіть якщо розглядати управління глобально, - глобальними об'єктами, такими як навколишнє середовище.

Наведемо деякі ознаки системи управління, наприклад, екологічною безпекою природоохоронних систем:

1. *Проблематичність математичного опису*. На відміну від математичної моделі чи рівняння руху космічного апарата, літака, або технологічного процесу, модель зміни клімату або природних явищ, опис поведінки однієї людини, групи людей, організації, суспільства чи природоохоронних систем створити значно складніше, але можливо.

2. *Стохастичність* (випадковість) поведінки екологічної системи. Ця ознака зумовлена не стільки наявністю яких-небудь спеціальних джерел перешкод в об'єкті управління, скільки складністю об'єкта і зв'язаною з цим великою кількістю усіляких другорядних (наприклад, з точки зору цілей управління) процесів.

3. Управління має стосовно об'єкта (екосистеми) *зовнішній характер*. Звичайно, внаслідок цього всяке управління порушує «нормальне» функціонування об'єкта, змінює його самостійну поведінку і робить залежним від суб'єкта. Особливо це проявляється в системах, до складу яких входять люди.

4. *Нестаціонарність екосистеми*. Ця ознака проявляється в дрейфі характеристик об'єкта, у «плинності» його параметрів, тобто в еволюції (зміни параметрів) об'єкта у часі.

5. *Змінність стану екосистеми або її невідтворюваність*. Ця ознака проявляється в різній реакції об'єкта (екосистеми) на одну й ту ж ситуацію, або на управління в різній відтинок часу. Складний об'єкт весь час змінюється, в результаті чого це управління вже напевне не забезпечить бажаного результату. І ефективними способами боротьби з вище зазначеними явищами і властивостями екосистеми є задоволеність об'єкта потребам суб'єкта, то тоді особливих управлінських дій не потрібно. Якщо ж стан об'єкта не влаштовує суб'єкта, то йому необхідно так організувати вплив на об'єкт, щоб перевести його у новий стан, який задовольнить суб'єкта. Цей вплив і є управлінням. Звідси й випливає одна з особливостей управління: джерелом управління є невідповідність або незадоволеність суб'єкта ситуацією, що склалася в об'єкті.

Отже, тепер можна говорити про створення системи управління, яка містить необхідні засоби для обробки інформації та реалізації управління, об'єднані з метою досягнення поставленої мети управління об'єктом (екосистемою). Зауважимо, що система управління далеко не завжди реалізується як технічна чи технологічна структура. Вона може бути реалізована у вигляді системи правил, договорів і обов'язків, які реалізуються в процесі управління. При цьому в процесі керування об'єкт управління може зазнати негативного впливу збурень. Інформаційна система

також зазнає впливу помилок і похибок (наприклад, неповнота інформації чи дезінформація), а виконавча система зазнає «старіння». Тобто ті практичні заходи, які застосовуються «сьогодні», «завтра» можуть бути менш ефективні.

Структура узагальненої оптимізованої системи інтегрованого управління екологічною безпекою (на прикладі непридатних пестицидів та інших пестицидвмісних відходів)

Як відомо, в Україні в тій чи іншій мірі функціонує декількарівнева система управління екологічною безпекою природоохоронних систем, зокрема, у сфері поводження з відходами, в тому числі, з непридатними пестицидами та пестицидвмісними відходами (НП та ПВВ), яка включає: *державне, корпоративне, місцеве (регіональне) та громадське екологічне управління* природоохоронними процесами. При цьому державне регулювання в сфері охорони довкілля та його системна організація підпорядковані Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища», метою яких є контроль за додержанням вимог екологічної безпеки, забезпечення ефективних заходів щодо охорони довкілля, раціонального природокористування та інших управлінських дій, а головним державним органом в галузі реалізації державної екологічної політики є нещодавно реформоване Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України та відповідні департаменти на місцях (в областях). Отже, нормативно-правові акти в зазначеній сфері діяльності і державного управління є досить розвиненими та адекватними і суб'єкти права власності на будь-які відходи повинні вживати ефективних заходів для зменшення обсягів утворення відходів, а також їх утилізації, знешкодження або розміщення з урахуванням екологічної безпеки для довкілля та здоров'я людей.

При цьому основне положення стратегії (методології) управління встановлюється ієрархічною структурою екологічної безпеки і динамічним зв'язком та взаємозалежністю безпеки і безпеки. Воно визначається через ефективність управлінських дій з допомогою застосування закономірностей формування безпеки і через *підсистеми, як структурні складові загальної (інтегрованої) системи*. При цьому існують

державна система управління екологічною безпекою мала б бути орієнтована виключно на зниження інтенсивності та попередження (запобігання) проявів небезпеки. На жаль, *територіально-адміністративний та відомчий принцип управління екологічною безпекою*, у тому числі і НП та ПВВ, не дозволяє у повній мірі ефективно ці заходи розробляти та здійснювати. Частіше всього, є більш-менш ефективним тільки «жорсткий» або «оперативний» режим управління у короткому інтервалі часу, коли конче необхідно ліквідувати джерела небезпеки або катастрофічні ситуації, але не діє чітка, послідовна *комплексна система упередження та запобігання* таким небезпечним подіям. У цьому разі повинні бездоганно взаємодіяти *підсистеми моніторингу, збору та обробки інформації, формування банку даних та знань, інформування громадськості та оптимального варіанту зниження екологічної безпеки і, нарешті, бездоганної реалізації програми управління та контролю за її виконанням*. Крім цього, повинні чітко функціонувати основні організаційні та техніко-технологічні елементи управління екологічною безпекою на регіональному рівні, а саме:

- *запобігання негативному впливу потенційних небезпечних джерел;*
- *послаблення інтенсивності їх дії;*
- *обмеження просторового поширення небезпеки;*
- *ліквідування наслідків небезпечних подій;*
- *забезпечення надійності, інтегрованості (комплексності) та системності управлінських дій тощо.*

Зрозуміло, що у цьому разі повинні використовуватись *оптимізація, прогнозування, розрахунок екологічних ризиків, застосування саме прогресивних технічних та технологічних рішень* для підтримання стійкого (в часі і просторі) функціонування системи інтегрованого управління природоохоронними процесами.

Тому, як і для всієї природоохоронної системи країни, назрів час також для зміни стратегії і тактики поводження із непридатними пестицидами та їх метаболітами. При цьому необхідно на рівні підсистем враховувати усі аспекти забруднень,

Таблиця

**Оптимізована система інтегрованого управління екологічною безпекою НП та ПВВ
(державний та регіональний рівень)**

Підсистеми	Компоненти підсистем	Результати
Удосконалення нормативно-правової бази пестицидів та отрутохімікатів	Удосконалення вітчизняного природоохоронного законодавства (Закони України)	Повністю адаптоване вітчизняне законодавство до Європейських директив
	Інтеграція та імплементація Директив ЄС про небезпечні відходи, про пестициди та інше	
Моніторинг та прогнозування ризиків забруднення біосфери НП та ПВВ	Використання часових та просторових даних, а також геоінформаційних систем	Ефективно діючі ГІС, наповнені БД і знань. Поінформована громадськість
	Наповнення банку даних	
	Прогнозування та розрахунок ризиків	
Контроль за виконанням управлінських рішень	Облік та аудит НП та ПВВ, ідентифікація залишків агрохімікатів	Забезпечення чіткого контролю за виконанням управлінських рішень та обігом ПП
	Контроль за обігом, вивезенням та накопиченням ПП та інших агрохімікатів	
Перероблення, знешкодження та утилізація непридатних пестицидів та ПВВ	Термічні методи знешкодження за допомогою обертових барабанних печей	Повністю знешкоджені та перероблені залишки ПП та ПВВ, попередження утворенню нових
	Реагентні методи перероблення, зниження екотоксичності агрохімікатів	
	Мобільні комплекси знешкодження та перероблення НП та ПВВ	
Знесення та перероблення конструкцій складів та сховищ агрохімікатів	Знесення, перероблення складів та їх конструкцій	Знесені або модернізовані склади, рекультивовані площі, що були під складами
	Облік, ідентифікація ПП та міндобрив у складських приміщеннях	
Рекомендація та рекультивація забруднених ґрунтів та територій, земель навколо складів	Фіторе mediaційні методи відновлення забруднених ПП ґрунтів	Рекультивовані прилеглі до складів території з можливістю їх подальшого використання
	Мікробіологічні методи відновлення забруднених ПП ґрунтів	
Поводження з тарою та упаковкою з використаних ПП	Очищення та повторне використання тари та упаковки з під ПП	Повністю налагоджена система перероблення, очищення або повторного використання тари ПП
	Термічне оброблення забрудненої ПП тари та упаковки	
Удосконалення засобів та способів безпечного транспортування агрохімікатів	Розрахунок індивідуальних та соціальних ризиків, потенційних аварій на транспорті	Моделювання та прогнозування безпечного транспортування токсичних агрохімікатів

поширення, обміну, переробки, утилізації тощо усіх складових НП та ПВВ, як це наведено в таблиці.

Це, насамперед, передбачає відповідні управлінські дії до таких складових цієї системи:

- непридатні (не обліковані, некондиційні, змішані тощо) залишки пестицидних препаратів;
- поведження із старими небезпечними скла-

дами та сховищами отрутохімікатів та знесеними забрудненими конструкціями;

– ремедіаційні та рекультиваційні заходи щодо забруднених ґрунтів та порушених земель навколо застарілих, небезпечних та напівзруйнованих хімскладів;

– забруднена тара та упаковка з-під пестицидів, ХЗЗР, міндобрив та інших небезпечних отрутохімікатів;

– функціонування стаціонарних підприємств або пересувних (мобільних) комплексів по знешкодженню та переробці НП та ПБВ;

– індивідуальні та соціальні ризики транспортування небезпечних отрутохімікатів до місць їх утилізації та знешкодження, а також оптимізація маршрутів тощо.

Ці та інші підсистеми необхідно всебічно використовувати в процесі управлінських рішень в єдиній системі інтегрованого управління як відходів у цілому, так і НП та ПБВ, зокрема.

Отже, розроблена оптимізована система інтегрованого управління екологічною безпекою на прикладі НП і ПБВ на підсистемному рівні дає можливість здійснювати управлінські дії до усіх компонентів пестицидвмісних відходів, що дозволяє суттєво підвищити екологічну безпеку територій та природоохоронних систем і остаточно вирішити проблему пестицидного забруднення довкілля [6].

Висновки. У підсумку, системний підхід до інтегрованого управління екологічною безпекою природоохоронних систем дозволяє взаємопов'язано вирішувати системні завдання, які об'єднані у екосистемі як її окремі елементи, що враховують *часовий період управління, ресурсні складові, перспективи розвитку, ризики* тощо. Застосування даного підходу сприятиме недопущенню розвитку кризових явищ у процесі функ-

ціонування природоохоронних систем, оскільки методологія інтегрованого управління якраз і спрямована на передбачення, своєчасне реагування та запобігання таким явищам та небезпекам.

ЛІТЕРАТУРА

1. Нижник Н.Р., Машков О.А. Системний підхід в організації державного управління: Навч. посіб. / За заг. ред. Н.Р. Нижник. - К.: Вид-во УАДУ, 1998. – 160 с.
2. Нижник Н.Р., Машков О.А., Мосов С.П. Контроль у сфері державного управління // Вісник УАДУ, 1998. - № 2. - С. 23-31.
3. Кабушкін М.І. Основи менеджмента: Підручник.-М.: Новое знание, 2009.-336 с.
4. Атаманчук Г.В. Теория государственного управления: Навч. посібник.- М.: Омега-Л, 2013.- 525 с.
5. Круглов М.І. Стратегическое управление компанией: Навч. посібник.- М.: Руск. литер., 1998. -767 с.
6. Петрук Р.В. Наукове обґрунтування оптимальних форм інтегрованого управління екологічною безпекою непридатних пестицидів та пестицидвмісних відходів.- Дис. докт. тех. наук.-К.: ДЕАПОУ, 2020.- 345с.

УДК 635.64. 578.3. 620.187

ДО ПИТАННЯ ВПЛИВУ МІКРОГРАВІТАЦІЇ НА ЛЮДСЬКИЙ ОРГАНІЗМ ТА РОСЛИННІСТЬ

Фролов В.Ф.¹, Коновалова А.О.², Клименко Р.Р.²¹Київський національний університет будівництва та архітектури²Національний авіаційний університет

frolov47@ukr.net,

rommualt99@gmail.com

krot4580@gmail.com

Стаття присвячена визначенню впливу мікрогравітації на людський організм та рослини. В умовах штучної мікрогравітації в лабораторних умовах проведені дослідження впливу умов мікрогравітації на рослини та можливості керування геотропічною реакцією їх кореневої системи.

Метою досліджень є розробка системних основ формування рослинно-мікробних комплексів у штучних і природних екосистемах на рівні архітекtonіки ризосферного ценозу та моніторингу структурно-функціонального стану фотосинтетичного апарату рослин. Оскільки фотосинтетичні процеси є найважливішими природними процесами, яким належить основна роль у перетворенні енергії сонячного світла в енергію хімічних зв'язків органічних сполук (вуглеводів, білків, жирів), а також фотосинтез, що являє собою складний комплекс фотофізичних, фотохімічних та ферментативних реакцій, які відбуваються у чіткій послідовності – це означає необхідність комплексного підходу до вивчення поставленого питання. Важливість заявленої проблематики зумовлена також тим, що є необхідність у встановленні морфо-функціональних змін фотосинтетичного апарату вищих рослин в умовах зміни дії сили тяжіння, в умовах кліноостатування та у відкритих камерах росту і розвитку рослин, у порівнянні мікробіоценозів та морфо-функціональних змін апарату в асоціативній РМК пасльонових у взаємодії з ендofітним та ризосферним штамами. Мікрогравітація для рослин є новим об'єктивним фактором впливу, якого вони не зазнавали впродовж свого життєвого циклу і до якого потрібно пристосовуватися при довготривалих космічних місіях.

Ключові слова: мікрогравітація, імітована мікрогравітація, космічна біотехнологія, зміна мікроструктури, космічні місії, кліноостатування.

On the influence of microgravitation on the human body and vegetation. Frolov V.F., Konovalova A.O., Klymenko R.R

The article is devoted to determining the effect of microgravity on the human body and plants. In the conditions of artificial microgravity we study the influence of microgravity on plants and the possibilities of managing the geotropic reaction of their root system. The aim of our research is to develop a systemic basis for the formation of plant-microbial complexes in artificial and natural ecosystems. Photosynthetic processes are the most important natural processes, which play a major role in converting sunlight energy into energy of chemical bonds of organic compounds (carbohydrates, proteins, fats), as well as photosynthesis, which is a complex set of photophysical, photochemical and enzymatic reactions that occur in a clear sequence. This means the need for a comprehensive approach to the study of the issue. The importance of the stated problems is due to the fact that there is a need to determine morpho-functional changes of the photosynthetic apparatus of higher plants in the conditions of changing gravity and in open chambers of plant growth and development. Microgravity for plants is a new factor that they have not experienced during their life cycle and to which they need to adapt during long-term space missions.

Keywords: microgravity, simulated microgravity, space biotechnology, change of microstructure, space missions.

Відомо, що деякі астронавти, які приймали участь в програмах «Аполлон» («Аполлон-11», «Аполлон-12», «Аполлон-13» та «Аполлон-16»), після повернення з Місяця захворіли. Захворювання були пов'язані з впливом мікрогравітації на фізіологію людини. Це виникає через послаблення імунітету та впливу мікрогравітації на Treg-регуляторні Т-клітини [1-3].

Регуляторні Т-клітини – це основні регулятори імунної відповіді організму. Вони відіграють функцію у контролі сили та тривалості імунної відповіді організму на подразники. Treg запускається для пригнічення імунних відповідей інших клітин організму коли інфекція більше не загрожує організму людини. В умовах мікрогравітації регуляторні Т-клітини починають активізуватися ще до того, як організм людини вразила хвороба. Перебуваючи в Космосі, Т-клітини починають працювати неправильно. Вони пригнічують імунітет людини ще до того, як людина захворіла. Тобто лімфоцити, «природні кілери», які вбивають шкідливі мікроби в організмі, менш активні ніж на Землі [3,9].

Відтак необхідно у Космосі в умовах мікрогравітації провести відновлення зруйнованої ДНК, або так зване «редакування», генів з використанням сучасних методів. Схожий експеримент був проведений у рамках програми Genes in Space. Експеримент був розроблений як міні PCR медіко-біологічною компанією у Массачусетському технологічному Інституті у США спільно з аерокосмічним гігантом Boeing. Дослідження проводили астронавти Крістіна Геммок Кох, Ніл Олден Армстрон та Девід Сен-Жак на дріжджових клітинах під час експедиції на Міжнародну космічну станцію (МКС) у 2019 році. Вчені роками вивчали вплив космічного середовища на ДНК людини. Якщо на Землі атмосфера захищає організм людини від шкідливого випромінювання Сонця та інших космічних об'єктів, тривала подорож у Космосі під впливом радіаційного та космічного випромінювання призведе до небезпечної загрози здоров'ю астронавтів [8].

Нині актуальними є дослідження «редакування» генів CRISPR, що дає можливість спрямувати руйнацію ДНК на ген, який при порушенні та відновленні приведе до зміни кольору в клітинах. Цей факт зміни кольору клітин дає

можливість визнати, що дана методика ефективна, але необхідні додаткові наукові дослідження, які пов'язані з визначенням способів відновлення клітинами своєї ДНК як на Землі так і в Космосі.

Крім цього, «редакування» генів в Космосі допоможуть у розробленні нових методів виробництва корисних білків, або ліків безпосередньо на борту космічного апарату при довготривалих космічних польотах. Загалом ці дослідження дають можливість визначати вплив на клітини людини різних видів випромінювання [2,3].

Космос може слугувати ідеальним місцем для «виращування» клітин, в умовах мікрогравітації процес формування м'яких тканин відбувається інакше. Натепер на Міжнародній космічній станції (МКС) проводяться дослідження (проект Techshot) з виращування стовбурових клітин серцевої тканини з перспективою виробництва штучного серця.

Стосовно питання виращування різних видів рослин на борту космічних апаратів, корисних для споживання при довгострокових польотах, дана тема також заслуговує уваги. Створення орбітальних МКС дає поштовх розвитку нових галузей екологічних та біологічних наук – космічної екології, космічної біології та космічної біотехнології [9, 10].

Одним із важливих напрямків цих галузей є вивчення впливу специфічних умов мікрогравітації на життєдіяльність рослин та їх взаємовідносини з вірусами та мікроорганізмами. Як відомо, астронавти знаходячись на борту МКС, проводять численні дослідження, що пов'язані з виявленням нових видів бактерій, які по-різному впливають на організм людини та на рослини. Так, нещодавно були виявлені бактерії сімейства *Methylobacteriaceae* IF7SW B2T, IF1SW 85, IF45W B5 з яких був виділений штам IF7SW B2T, що покращує ділення клітин у коріннях та гілках рослин. Важливість заявленої проблематики зумовлена тим, що є необхідність у встановленні морфо-функціональних змін фотосинтетичного апарату вищих рослин в умовах зміни дії сили тяжіння, в умовах кліностагування та у відкритих камерах росту та розвитку рослин. Фотосинтетичні процеси є найважливішими природними процесами, яким належить основ-

на роль у перетворенні енергії сонячного світла в енергію хімічних зв'язків органічних сполук (вуглеводів білків жирів). Фотосинтез являє собою складний комплекс фотофізичних, фотохімічних та ферментних реакцій, які відбуваються у чіткій послідовності – що означає необхідність комплексного підходу до вивчення поставленої проблеми.

На Землі, в умовах постійної величини g , абіотичним стресом є кліностагування на що рослини реагують тропізмами і фізіологічними реакціями. Першими на короткотривалий стрес мікро і симульованої гравітації реагує Ca , ліпідна і рН-сигнальна система. Пізніше, на стадії утворення активних форм кисню і інших радикалів, настають різкі зміни у метаболізмі. Надалі, після довготривалого терміну дії зміненої гравітації (від днів до місяців), рослини акліматизовуються до стресу посиленням інших тропічних реакцій. Помітним штрихом у фонотипі наземних рослин і першочерговою необхідністю на кожній стадії розвитку є гравітропізм. Тому систематичний аналіз регуляторної сітки різних рівнів допоможе з'ясувати природу неспецифічних і специфічних адаптивних реакцій рослин до різної сили тяжіння.

На кафедрі екології Національного авіаційного університету був проведений експеримент з насіннями томатів [6]. Дослідження комплексного впливу умов імітованої мікрогравітації на установці «Кліностат» та біодобрива ЄМ-1 на інтенсивність росту карликових пасльонових культур (жовтих та червоних томатів) полягала в наступному:

- провести наукові дослідження впливу часу експозиції мікрогравітаційної обробки насіння карликових томатів на установці «Кліностат», задля визначення найоптимальнішого;
- обґрунтувати вибір біодобрива ЄМ-1, довести його ефективність в практиці вирощування карликових томатів (червоних та жовтих);
- встановити оптимальну концентрацію біодобрива ЄМ-1 для підживлення ґрунту в практиці вирощування червоних та жовтих карликових томатів;
- розробити рекомендації щодо вирощування пасльонових карликових культур з можливістю комплексного використання фізичних та мікробіологічних факторів [4, 5, 7].

Мета досліджень

В дослідженні була використана установка «Кліностат», на якій з 2004 року були проведені дослідження впливу горизонтального кліностагування на ростові параметри рослин, а в 2019 році розпочате дослідження механічних впливів (механічної вібрації) на фізіологічні параметри рослин (рис. 1).



Рис. 1 – Загальний вигляд установки «Кліностат»

Методика експерименту полягала у попередній обробці насіння томатів на установці «Кліностат», яка імітує умови мікрогравітації на Землі протягом 8 годин. Процеси, які відбуваються на установці, відповідають повільному обертанню біологічного об'єкта з частотою 4 оберт/хв. Вісь обертання в «Кліностаті» паралельна Землі, що повністю відповідає технічним характеристикам та вимогам до типових приладів, сила тяжіння (g) не більше 0,1.

Другим чинником інтенсифікації зростання пасльонових є регулярне використання біопрепарату «ЄМ-1» (під час вирощування), який є джерелом живих культур ґрунтової мікрофлори та продуктів їх метаболізму. Експеримент тривав 45 днів, вирощування томатів відбувалося в лабораторних умовах (у горщиках) при температурі $22^{\circ}C$ з контролем вимірювання інтенсивності зростання стебла 1 раз на 3 доби. Зразки 1 та 2, поливалися 1 раз на 3 доби розведеним розчином біодобрива «ЄМ-1» (0,5 мл біодобрива на 1 літр води).

Отримані результати

Першим етапом експериментальної роботи є оброблення насіння томатів (жовтих та червоних) в умовах кліностагування. Проведення мікрогравітації насіння: для проведення дослідів запропоновано лабораторну установку, яка імітує процес мікрогравітації з силою тяжіння 0,1, процес тривав в стерильних умовах. Установка «Кліностат Еколог» установці «Кліностат» (рис.2.3). Установка моделі кліностата «Еколог» являє собою обертову платформу (центрифугу), що обертається навколо вертикальної осі зі швидкістю 4 об/хв.

На платформі радіально розташовані 4 горизонтальних вісі, навколо яких обертаються контейнери з рослинами. Працює установка від розетки та з часом швидкість обертання починає зростати. Контейнери були виготовлені з пластику. У досліді



Рис. 2. – Загальний вигляд обраного для посіву насіння карликових томатів (червоних та жовтих)



А)

Б)

Рис. 3 – Ріст пасльонових карликових культур:
А – червоні томати, Б - жовті томати

було використано чотири контейнери, що оберталися навколо своєї осі. В кожному контейнері було розміщено чашки Петрі з насінням. Робота установки забезпечувала процес мікрогравітації, мікрогравітація насіння тривала 6 годин.

Наступним етапом є посадка насіння у ґрунт з наступним підживленням біодобривом ЄМ 1 під час вирощування томатів (полив томатів проводився 3 рази на тиждень). Для посилення світла для рослин було використано фітолампу з часом освітлення 12 годин на добу (в нічний час). Протягом експерименту (1 раз на 3 доби) проводився замір інтенсивності росту рослин, також визначали мікробіологічний склад ґрунту після внесення біодобрива. Вирощування томатів у ґрунті відбувалося при денній температурі повітря 23°C, а нічна температура підтримувалася на рівні 18°C протягом 12 годин.

До одного із основних факторів, які впливають на врожайність культур в сільському господарстві віднесено біопрепарати. Останніми роками поширився інтерес до різних біопрепаратів, пошуку прийомів їх ефективного використання та вивчення механізму їх дії [6].

Основне завдання – створення оптимальних умов для вирощування культур рослин із застосуванням корисних мікроорганізмів, що призводить до оздоровлення та підвищення родючості ґрунту, врожайності рослин і, як наслідок, зменшення собівартості продукції. Натепер в Україні, широко використовуються біологічно активні препарати на основі активної біомаси мікроорганізмів та їх метаболітів, регуляторів росту рослин, мікроелементів [4, 5]. Авторами було запропоновано до використання біодобрива «ЄМ-1», оскільки воно містить 15 видів мікроорганізмів, які сприяють відновленню ґрунтів та підтримки родючості під час вирощування томатів. Також, економічно обґрунтованим вибором даного біодобрива є його ціна порівняно із іншими біопрепаратами. Також авторами проведено дослідження інтенсивності росту пасльонових культур завдяки визначенню оптимальної кількості біодобрива «ЄМ-1» експериментальним шляхом для кожного виду томатів. Проведено дослідження росту червоних та жовтих томатів під час використання наступних розведень біодобрива у стерильній воді: 0,25 мл/л, 0,5 мл/л, 1,0 мл/л. На ос-

нові результати досліджень побудовано графічні залежності інтенсивності росту пасльонових культур по завершенню 6 годин мікрогравітаційної обробки (для жовтих та червоних томатів) з послідувальною підтримкою біодобривом «ЄМ-1», починаючи з 10 дня вирощування даних культур. Виходячи із результатів досліджень зафіксовано уповільнення росту пасльонових культур на 10 добу, тому було прийнято рішення щодо інтенсифікації їх росту завдяки підживленню ґрунту біопрепаратом «ЄМ-1» (рис. 4 – для червоних томатів та рис. 5 – для жовтих томатів).

Внаслідок зростання пасльонових в процесі вирощування з додаванням біодобрива «ЄМ-1», їх було пересаджено до більших горщиків. За інструкцією термін вирощування карликових томатів повинен становити 45-55 діб з обов'язковим

освітленням фіто лампою. В нашому випадку освітлення фіто лампою проводилося протягом 12 годин у нічний час.

За наведеними результатами досліджень встановлено, що при збільшенні біодобрива «ЄМ-1» з 0,5 до 1 мл/л води є недоцільним, тому що не відмічається суттєвих змін в енергії проростання червоних томатів (зразки 2 та 3) та їх швидкості дозрівання. А при розведенні біодобрива «ЄМ-1» 0,25 мл/л води не відбувається суттєвого росту, як у зразках 2 та 3. Побудована модель вказує на збільшення енергії проростання червоних томатів із збільшенням внесення препарату для зразків 2 та 3. Характер зростання концентрації описується лінійним трендом, що підтверджує адекватність моделі високим значенням коефіцієнту детермінації = 0,9931 для зразка 2.

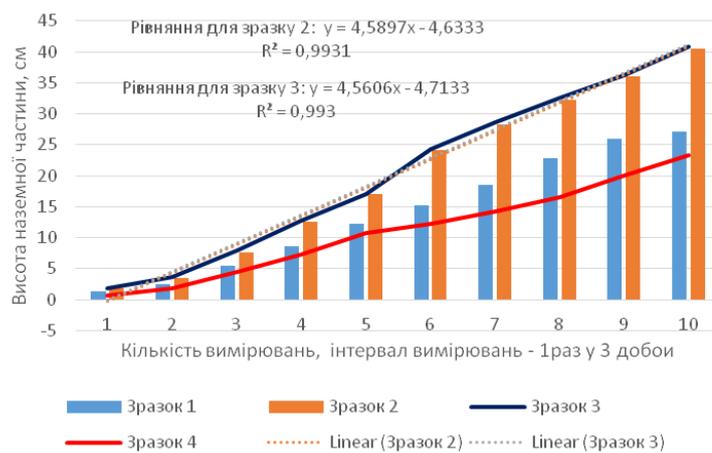


Рис. 4 – Динаміка росту червоних томатів (13-40 день вирощування) із застосуванням біодобрива «ЄМ-1»:

зразок 1 – з попередньою обробкою насіння в умовах мікрогравітації (6 годин) та подальшим підживленням ґрунту біодобривом «ЄМ-1» у розведенні 0,25 мл/л води;
 зразок 2 – з попередньою обробкою насіння в умовах мікрогравітації (6 годин) та подальшим підживленням ґрунту біодобривом «ЄМ-1» у розведенні 0,5 мл/л води;
 зразок 3 – з попередньою обробкою насіння в умовах мікрогравітації (6 годин) та подальшим підживленням ґрунту біодобривом «ЄМ-1» у розведенні 1 мл/л води;
 зразок 4 – контроль.

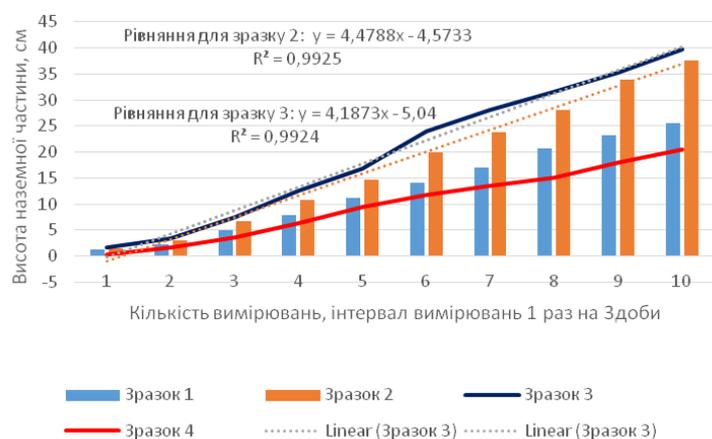


Рис. 5 – Динаміка росту жовтих томатів (13-40 день вирощування) із застосуванням біодобрива «ЄМ-1»:

зразок 1 – з попередньою обробкою насіння в умовах мікрогравітації (6 годин) та подальшим підживленням ґрунту біодобривом «ЄМ-1» у розведенні 0,25 мл/л води; зразок 2 – з попередньою обробкою насіння в умовах мікрогравітації (6 годин) та подальшим підживленням ґрунту біодобривом «ЄМ-1» у розведенні 0,5 мл/л води; зразок 3 – з попередньою обробкою насіння в умовах мікрогравітації (6 годин) та подальшим підживленням ґрунту біодобривом «ЄМ-1» у розведенні 1 мл/л води; зразок – 4 контроль.

Для зразка 3 математична модель майже ідентична до зразка 2, яка теж являється лінійним трендом та підтверджує адекватність високим значенням коефіцієнту детермінації = 0,993. Якісні та кількісні характеристики плодів червоних та жовтих томатів показані на рис. 5.

Результати досліджень свідчать (рис. 4, 5), що висота наземної частини жовтих карликових томатів є нижчою за висоту наземної частини червоних карликових томатів (40,5 см та 40,9 см – для 2 та 3 зразків червоних томатів; 37,6 см та 39,8 см для зразків 2 та 3 - жовтих томатів). Запропонований комплексний підхід в практиці вирощування томатів із попередньою обробкою насіння в умовах мікрогравітації та подальшим підживленням ґрунту біодобривом «ЄМ-1» дозволив отримати наступний ефект:

1. скоротити час сходження насіння;
2. підвищити опірність пасльонових культур у відкритому ґрунті;
3. зменшити час дозрівання томатів;
4. збільшити обсяг врожаю до 30%;
5. покращити смакові якості томатів;
6. захистити рослину від можливих хвороб.

Висновки

Сформульовано необхідність проведення комплексних наукових досліджень у напрямку космічної агробіотехнології задля забезпечення космонавтів рослинними оранжереями в довготривалих польотах та можливості практичного використання мікрогравітації на Землі для агротехнічних цілей. Встановлено оптимальний час мікрогравітації насіння (для карликових жовтих та червоних томатів) перед висаджуванням у ґрунт, який становить 6 годин. Експериментами доведено, що збільшення часу впливу мікрогравітації на насіння проводити не доцільно, оскільки відбувається пригнічення біологічних процесів у насінні, що негативно впливає на інтенсивність росту, час дозрівання та кількість врожаю. За результатами дослідження рекомендовано вирощування томатів супроводжувати із підживлення ґрунту біодобривом «ЄМ-1» на 10 добу, тому що виявлені зниження інтенсивності росту припадає саме на цей період. Експериментами встановлено оптимальні концентрації біопрепарату «ЄМ-1»: 0,5 мл/л води – для черво-

них томатів та 1,0 мл/л води – для жовтих томатів. Експерименти свідчать, що комплексне використання умов мікрогравітації та біодобрива «ЄМ-1» сприяло швидкому росту та дозріванню плодів, термін вирощування томатів скоротився у порівнянні з контрольними зразками (60 та 65 діб) на 50 та 47% відповідно.

ЛІТЕРАТУРА

1. Машинский А.Л. Космическая биология/ Г.С.Нечитайло, Э.Н. Ваулина/- М.: Знание.- 1988.- 63 с.
2. Меркис А.И. Сила тяжести в процессах роста растений. – М.: Наука.- 1990. -60 с.
3. Михайлов А.И. Космическая биология, авиационная, космическая и подводная медицина // Реферативный сборник. Москва.- 1987.- 95 с.
4. Вирощування екологічно чистої продукції рослинництва / під ред.Е.Г. Дегодюк, В.Ф. Сайко, М.С. Корнійчук та ін. К.: Урожай, 1992. – 100с.
5. Агрохімія : Добрива та їх вплив на біопродуктивність ґрунту: підручник М.Й. Шевчук, С.І. Веремеєнко, В.І. Лопушняк. Луцьк:Надтир'я, 2012. – 439 с.
6. Дубініна А. А. Дослідження вмісту оксалатів у ботанічних сортах томатів, районуваних у Східній Україні / А. А. Дубініна, В. В. Колесник, О. С. Круглова, В. С. Ольховська // Прогресивні техніка та технології харчових виробництв ресторанного господарства і торгівлі : зб. наук. пр. Харк. держ. ун-т харч. та торг. – Харків, 2008. – 334 – 338 с.
7. Завалин А.А. Биопрепараты, удобрения и урожай. М. Издательство ВНИИА, 2005. – 102 с.
8. Левантовский В. И. Механика космического полёта в элементарном изложении. – М., Наука, 1970. – 53 с.
9. Полевой В.В. Физиология растений: Учеб. для биол. спец вузов.- М.:Высшая школа, 1989. – 464 с.
10. Космічна наука технології. //Журнал.1995-2016 Режим доступу: <https://archive.is/20130706162817/www.mao.kiev.ua/knit.html>

UDC 502.5:551.583

PROTECTING URBAN PLANT ASSOCIATIONS FROM THE PRESSURE OF CLIMATE CHANGE TO SUPPORT THE ECOSYSTEM SERVICES

Radomska M.M., Mushta M.A., Nazarkov T.I.,

National Aviation University,
1, Liubomyra Huzara ave.
Kyiv, Ukraine
m.m.radomskaya@gmail.com
merimushtaa@ukr.net
tnazarkov28@gmail.com

Summary

Introduction. Urban ecosystem stability and resilience are strongly dependent on the viability of plant associations, as they are a major provider to the ecosystem services. The **aim** of this paper is to analyze the ecosystem services most threatened by climate change and formulate the principles for protecting plant associations to ensure the functioning of the ecosystem. **Analysis of previous research.** The main factors of vulnerability and reduced functions of plant associations are the increase in the frequency and intensity of natural disturbances, temperature rise, changes in the pattern of precipitation and pollution. There is a need to focus research on the approaches to improve the phytocenosis resilience and support the ecosystem services provision. **Major findings.** There are several important issues that can reduce the resulting efficiency of urban greenery: services provided by plant associations depend on their parameters and are not universal; diversity is the driving force of multifunctionality of plant associations; the role of major and dominant species as well as urban fauna in plant associations is often underestimated. A set of recommendations has been developed to adapt and protect urban plant associations from climate change by increasing the diversity of species, communities and landscapes, improving connectivity and supporting erosion control, which are important for ecosystem services and stability. **Conclusions and discussions.** Reliable provision of ecosystem services by urban plant associations is impossible without scientifically based managerial decisions. Flexible approaches and alter-

natives to all possible actions are also needed because the climate system is constantly changing just like anthropogenic pressure does. It is necessary to conduct further research on the formation of effective species combinations for each set of environmental conditions, acceptable levels of biodiversity and patterns of ecosystem services transformation under global climate change.

Keywords: adaptation service, climate change, biodiversity, community, ecosystem, resilience.

Introduction

Plant associations are fundamental for any landscape, they are able to create living conditions for other groups of organisms and at the same time they provide primary production for the vital activity of other organisms. Being the backbone of the biosphere, plant associations are the main drivers of the formation and delivery of ecosystem services - support, provision, regulation and culture. The balance within these associations is of a dynamic type, as they constantly change due to natural evolution and disturbances. But their ability to self-regulate and self-sustain in the dependent communities makes their viability a crucial element of environmental safety and the ability of the biosphere to function.

Among other equally important roles, plant associations are crucial for global and local climate systems. Globally, plants are one of the key absorbers of carbon, which is fixed in their biomass and stored in forest soils in the form of root mass of leaves and wood debris [1]. And locally, they create a local

cooling effect, retain particulate matter and manage air humidity through the evapotranspiration process [2]. Thus, natural forests and urban greenery are important for climate regulation both globally and locally [3].

Analysis of previous research

Plant associations are naturally disturbed by fires, droughts, storms, temperature extremes, insect infestation and disease. Under normal conditions these disturbances do not reduce living potential of plant associations, and being natural and unaltered by humans, they demonstrate high levels of resilience and virtually move from one type of community to another, equally efficient and diverse. This way, the landscape diversity increases, leading to greater species diversity and ecosystem renewal [4]. But the major trend of the world with rapidly changing climate is the increased frequency and intensity of such disturbances, to the point that they overwhelm ecological resilience of plant associations and result in permanent degradation of natural typical vegetative cover. Thus, the major threats for forested landscapes now are fires, the frequency of which has increased dramatically over the past 10 years. [5]. The danger is more serious for boreal and temperate forests, as they experience a more significant average increase in temperature, while tropical areas are already adapted to increased heat fluxes and are likely to receive higher quantities of precipitation [6].

Climate change affects the direction and intensity of carbon transformation with ecosystems, shifting processes from sequestration in the soil matrix or biodegradation to carbon dioxide and its return to the atmosphere. Other factors influencing this process are the mineral composition of the soil, the interaction between plants and soil organisms, which in turn are influenced by local climatic conditions, and the management of associations, if any is provided [3].

Being devoid of rich biodiversity, stressed by pollution and not able to recover after natural disasters makes plant associations less capable of providing normal services. In particular, biodiversity is a key element of ecosystem resilience and service provision reliability. Thus, natural and semi-natural communities are synergistically affected by extreme climate conditions, local anthropogenic disturbances and general climatic trends, so they all must be

addressed in order to mitigate the negative changes in plant associations [7].

The most actively discussed are the actions aimed at mitigating climate change with the use of plant communities – nature based solutions (NBS) or natural climate solutions. These actions are able to reduce the local thermal extremes and support biodiversity and ecosystem services [8]. The popularity of NBS is growing both due to the visible effects and relatively low capital investments. However, the real efficiency of such solution is not well studied yet and still lacks the large scale implementation experience [9]. Choice of potential NBS by managers and authorities might lead to so-called “maladaptations” with possible consequences exacerbating negative trends in climate and biodiversity [9].

Problem statement. Residuals of natural plant communities and semi-natural plantations in cities are the main providers of ecosystem services, which basically create living conditions for humans. The research demonstrates that most of the ecosystem services of urban plant associations are threatened by climate change. This task is not as straightforward as it may seem at first glance, because the simple expansion of greenery will not fully reproduce the natural associations capable of full-scale self-regulation and habitat provision. Thus, the purpose of this paper is to identify issues related to the prerequisites for the effective functioning of urban plant groups as service providers and to establish the principles of their maintenance and development.

Issues of urban green infrastructure functionality in terms of ecosystem services

In the face of climate change, human communities are looking for ways to maintain balance and reduce the vulnerability of the socio-ecological system in which they live. Moreover, some scientists suggest that humans interact with other groups of organisms to provide ecosystem services [10]. This idea is an underlying concept of nature based solution to be favored in the choice of actions aimed at mitigating climate change impact in urban areas. The primary form of these actions is to expand the greenery areas in cities. This way, plant associations are viewed as providers of an additional group of ecosystem services – adaptation services [11]. Adaptation services are an ecosystem process that provides adaptation to changing environmental conditions by mitigat-

ing negative factors and impacts. The benefits can be obtained either from preserving the ecosystem as close as possible to the previous condition, or from the new opportunities created by the transformation of ecosystems in accordance with new conditions.

However, there are few important issues that can decrease the resulting efficiency of adaptation.

First, there must be a clear understanding of the fact that mitigating extreme temperatures in urban areas by expanding greenery is not the same as supporting ecosystem services, as their provision depends primarily on the level of biodiversity, as shown by numerous studies [12]. As a result, the focus on growing biomass will not benefit ecosystems, especially those present at urban areas, as this may lead to the creation of monoculture plantations with low self-regulation and self-sufficiency. In some cases, these goals coincide, but in the case of planting trees instead of natural grass associations, it harms biodiversity and thus ecosystem services [13].

Second, the aspect of space must be considered, as it is a defining factor for green infrastructure development. A smaller area can support less biodiversity and thus cannot provide a wide range of services. This trend is seen also in development of protected areas and it doesn't give the expected result when the goal is connectivity. Therefore, getting rid of fragmentation can give better results and be more cost-effective than adding a new patch [14].

Third, since urban areas are still a part of the global ecosystem, they are involved in shifting of species habitats and ranges, making it possible for a city to become a climate haven and to take advantage of urban heat amplified by climate change. This again raises concerns about biodiversity: more diverse communities are more competitive and thus able to resist invaders and mutually control the abundance of species within a community. They are also less vulnerable to the spread of diseases that can spread throughout the whole city if planted, for example, with the dominant tree species. At the same time refugee species can increase the diversity of urban landscapes. This process can potentially gain high importance, as Zirbel C.R. et al. showed in their research that complex composition of landscapes correlates with ecosystem multifunctionality more clearly than the diversity of species alone [15].

Fourth, natural communities are created based on a few dominant species, but in general they have some members of exceptional importance, keystone and foundation species. Urban plant associations are often deprived of such functional elements as their keystone species is human, which controls the whole structure of the population. However, supporting plant foundation species can be beneficial to the associations' stability, as they affect adjoining parts of the community and create more diversity.

Fifth, plant associations should not be considered in isolation from urban fauna, as they have a strong impact on the well-being of any community by participating in the nutrient cycle, seed distribution and pollination. These are ecosystem services that are threatened with extinction in urban areas. Rewilding of urban areas is an impossible alternative, especially considering its doubtful efficiency [16], but a good alternative for cities is to support bird communities by creating suitable habitats for them based on urban recreational infrastructure. Urban birds can provide additional ecosystem service as natural orderlies who exterminate pests.

Biodiversity based solutions for urban plant associations protection and adapting to climate change

Research activities were conducted to choose the most appropriate species combination under the defined trends of climate change and with the purpose to increase species richness. There is available research on successful engineering of plant communities capable of providing multiple ecosystem services [18].

Avoid using the same species in row plantations and to restore park areas after sanitary or emergency cutting – this will gradually increase the diversity of arboreal plantations in urban areas. At the same time it is necessary to choose the species with proven tolerance to the change in climate conditions. For example, Dyderski M.K. et al have evaluated the prospects for 12 major European forest tree species to survive and be efficient under evolving environmental conditions. Their results demonstrate that late-successional species like *Abies alba*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, and *Quercus petraea*; will tolerate climate variations more efficiently, than pioneer species, like *Betula pendula*, *Larix decidua*, *Picea abies*, and *Pinus*

sylvestris, which will be gradually forced out of the current ranges [19]. The variety of tree species can also increase the efficiency of their maintenance, as their life cycles do not coincide in time and, thus, do not create peak periods for staff to perform typical work, thus improving the quality of work performed.

Invest efforts in supporting high-rise trees of outstanding species to contribute to diversification of communities. The same is valid for grass associations – introducing sparse foundation species, like *Andropogon gerardii* [15], positively affects the ecosystem functionality. Sanitary mowing can easily prevent individual species from dominating grass associations and thus support their restoration.

There is a need to preserve natural grass associations in urban areas by creating green parking areas, green roofs and sport facilities with grass covers, as they increase diversity of landscapes, reduce thermal pressure and provide habitat for insects. This will be a food source for avifauna and potential pollinators for plants dependent on them and otherwise unable to thrive in urban environment.

Efforts to increase green spaces should not be limited to planting the trees; wetlands and extended floodplains are a valuable option for landscape diversity and air quality management. These areas can also become habitats for urban fauna and have cultural and recreational value. There is evidence of increased tourism activity at smaller wetlands, becoming an unusual recreational attraction [17].

Since in most urban areas climate change contributes to reduced rainfall, drought resistant grass species must be introduced into plant associations to prevent invasion of species dangerous for human health. Stable plant cover will also reduce the amount of solid particles into the air caused by wind erosion.

Simultaneously, precipitation patterns can change to sudden heavy rain falls, which cause water erosion. In this case, trees are not viable for erosion control and this task can be placed on grassy vegetation. It will retain additional moisture in the surface layer of the soil and gradually increase the organic content.

Expansion of greenery should include both landscaping of new areas and improvement of con-

nection between existing ones in order to strengthen the core parts of the associations and reduce the level of disturbance within them.

Conclusions and discussions

Adapting to climate change is a complex task facing the human population and other living organisms. Some of them will change the habitats of their existence, which will lead to the emergence of new species and the displacement of established plant associations. However, viable plant associations are crucial for creating stable urban ecosystems. Efforts must be made to ensure their ability to provide ecosystem services, many of which are vital for all cohabitants of urban areas.

Growing cities and the growing pressure of climate change increase the urgency of expanding green spaces and protecting existing plant associations from simultaneous effects of direct anthropogenic pressure and its indirect consequences. However, it is impossible to successfully implement these tasks without the scientific support of managerial decisions, as the reliable provision of ecosystem services by plant associations is based on many preconditions and special knowledge is necessary to beneficially manipulate natural and semi-natural communities.

The analysis of literature and research data on these issues has shown the need to use all available measures to support and increase diversity of species (plant and avian), communities and landscapes. The introduction of new species capable of withstanding the changing climate and becoming a foundation species is also a part of the strategy aimed at protecting plant associations, their viability and service provision.

However, trends in climate change and their manifestations are inherently volatile, making prognosis unreliable, as in the case of projected and documented changes in habitats. For this reason solutions and practical applications for protecting ecosystems cannot be universal for all conditions, rather they should represent a wide portfolio of approaches and technology for adaptive management. Collecting data on pressure, intervention and response allows to reasonably choose alternatives for action, as well as the general direction. Supporting ecosystem services will require complex decisions about where

measures to preserve the association need to be taken and where the transformation cannot be avoided.

There is a lot of research in this area right now, but all the ideas and proposed solutions need to be customized and adjusted to the objects in question. In particular there is a need to choose the best combination of species for service communities, define a biodiversity threshold, which sets the minimal viable number of species for urban plant association, and determine new methods for evaluating ecosystem services as climate change impact makes standard methods not applicable.

REFERENCES

1. Pan Y. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests / Yude Pan et al. // *Science*. – 2011. – №333(6045). – P. 988-993.
2. Locatelli B. Ecosystem Services and Climate Change, in *Handbook of Ecosystem Services* / Marion Potschin et al (eds.). - Routledge, 2016. – P. 481-490. 3. Bracki D. Forests and SDG13: Forests and Climate Change / D.Bracki. – Brussels: UN Forum on Forests Secretariat, 2019. – 56 p.
3. Falk D.A. / Donald A. Falk, Adam C. Watts, Andrea E. Thode // *Frontiers in Ecology and Evolution*. – 2019. – №7. – P. 275-291. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00275>.
4. Yang J. Spatial and temporal patterns of global burned area in response to anthropogenic and environmental factors: Reconstructing global fire history for the 20th and early 21st centuries / Jia Yang, Hanqin Tian, Bo Tao, Wei Ren, John Kush, Yongqiang Liu, Yuhang Wang // *JGR Biogeosciences*. – 2014. – Vol. 119. – Issue 3. – P. 249-263. <https://doi.org/10.1002/2013JG002532>.
5. Chang W. Changes in Spatiotemporal Precipitation Patterns in Changing Climate Conditions / Chang, W., Stein, M. L., Wang, J., Kotamarthi, V. R., & Moyer, E. J. // *Journal of Climate*. – 2016. – №29(23). – P. 8355-8376. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-15-0844.1>.
6. França F. M. Climatic and local stressor interactions threaten tropical forests and coral reefs / França F. M. et al. // *Philosophical transactions of the royal society B*. – 2020. – №375. - Issue 1794. – ID:20190116. <https://doi:10.1098/rstb.2019.0116>.
7. Griscom B.W. Natural climate solutions / Bronson W. Griscom et al. // *PNAS*. – 2017. – №114(44). – P. 11645-11650. <http://doi:10.1073/pnas.1710465114>.
8. Seddon N. Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges / Seddon N., Chausson A., Berry P., Girardin C.A.J., Smith A., Turner B. // *Philosophical transactions of the royal society B*. – 2020. – №375. - Issue 1794. – ID:20190116. <https://doi:10.1098/rstb.2019.0120>.
9. Bruley E. Nature's contributions to people: coproducing quality of life from multifunctional landscapes / Bruley, E., B. Locatelli, and S. Lavorel // *Ecology and Society*. – 2021. - №26(1). – P. 12-33. <https://doi.org/10.5751/ES-12031-260112>.
10. Lavorel S. Ecological mechanisms underpinning climate adaptation services / Lavorel S. et al. // *Global Change Biology*. – 2015. – №21. – P. 12-31. <https://doi:10.1111/gcb.12689>.
11. Hooper D.U. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge / Hooper D.U. et al. // *Ecological Monographs*. – 2014. – №75. – P. 3-35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>.
12. Soto-Navarro C. et al. Mapping co-benefits for carbon storage and biodiversity to inform conservation policy and action / Soto-Navarro C. et al. // *Philosophical transactions of the royal society B*. – 2020. – №375. - Issue 1794. – ID:20190128. <https://doi:10.1098/rstb.2019.0128>.
13. Jones K.R. Incorporating climate change into spatial conservation prioritisation: a review / Jones K.R., Watson J.E.M., Possingham H.P., Klein C.J. // *Biological Conservation*. – 2016. – №194. – P. 121-130. <https://doi:10.1016/j.biocon.2015.12.008>.
14. Zirbel C.R. Landscape context explains ecosystem multifunctionality in restored grasslands better than plant diversity / Zirbel

- C.R., German E., Bassett T., Brudvig, L.A. // *Ecology*. – №100(4). – P. 26-34. <https://doi.org/10.1002/ecy.2634>.
15. Sandom C.J. Rewilding in the English uplands: Policy and practice / Sandom C.J. // *Journal of applied ecology and environmental research*. – 2019. – №56. – P. 266–273. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13276>.
16. Colloff M.J. Adaptation services of floodplains and wetlands under transformational climate change / Colloff M.J., Lavorel S., Wise R.M., Dunlop M., Overton I.C., Williams K.J.// *Ecological Applications*. – 2016. – 26. – P. 1003-1017. <https://doi:10.1890/15-0848.1>.
17. Storkey J. Engineering a plant community to deliver multiple ecosystem services / Storkey J. // *Ecological Applications*. – 2015. – №25. – P. 1034-1043. <https://doi.org/10.1890/14-1605.1>.
18. Dyderski M.K. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? / Dyderski M.K., Paż S., Frelich L.E., Jagodziński A.M. // *Global Change Biology*. – 2018. – №24. P. 1150– 1163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>
-
-
-

ІНФОРМАЦІЯ ПРО АВТОРІВ

Азімов Олександр Тельманович (Київ) – доктор геологічних наук, старший науковий співробітник. Державна установа «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук НАН України.»

Бойко Катерина Євгенівна (Київ) – кандидат геологічних наук, старший викладач кафедри екологічної безпеки. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Виговська Ганна Павлівна (Київ) – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник, завідувач кафедри екологічної безпеки. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Горобей Марина Сергіївна (Київ) – кандидат технічних наук. Директор Центру діджиталізації освітньої та наукової діяльності. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Гречаний Данило Олександрович (Київ) – магістрант. Національний авіаційний університет.

Гуленко Олена Борисівна (Київ) – асистент кафедри екологічного аудиту та експертизи. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Гура Константин Юрійович (Київ) – в.о Голови Державного агентства з енергоефективності та енергозбереження України.

Д'яченко Наталя Олександрівна (Київ) – кандидат геологічних наук, доцент кафедри екологічної безпеки. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Денисенко Інна Юріївна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент кафедри екологічного аудиту та експертизи. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Дмитруха Тетяна Іллівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент. Кафедра екології. Національний авіаційний університет.

Дятел Олександр Олексійович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент кафедри екологічного аудиту та експертизи. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Іващенко Тарас Григорович (Київ) – доктор технічних наук, завідувач кафедри екологічного аудиту та експертизи. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Ісаєнко Володимир Миколайович (Київ) – доктор біологічних наук, професор. Національний авіаційний університет.

Клименко Роман Русланович (Київ) – магістрант. Національний авіаційний університет.

Коновалова Анна Олександрівна (Київ) – магістрант. Національний авіаційний університет.

Мадж Світлана Михайлівна (Київ) – доктор технічних наук, доцент, професор кафедри зеленої економіки та економіки природокористування. Державна академія післядипломної освіти та управління.

Машков Олег Альбертович (Київ) – доктор технічних наук, професор, професор кафедри екологічної безпеки. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління

Мушта Марина Андріївна (Київ) – магістрант. Національний авіаційний університет.

Назарков Тарас Ігорович (Київ) – магістрант. Національний авіаційний університет.

Павлова Маргарита Сергіївна (Київ) – магістрант. Національний авіаційний університет.

Петрук Василь Григорович (Вінниця) – доктор технічних наук, професор, директор Інституту екологічної безпеки та моніторингу довкілля. Вінницький національний технічний університет.

Петрук Роман Васильович (Вінниця) – доктор технічних наук, професор, заступник завідувача кафедри екології та екологічної безпеки. Вінницький Національний Технічний Університет.

Петрусенко Валентина Павлівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент кафедри вищої математики. Національний авіаційний університет.

Печений Володимир Леонідович (Київ) – аспірант, асистент кафедри екологічного аудиту та експертизи. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Полив'ян Юлія Володимирівна (Київ) – магістрант. Національний авіаційний університет.

Радомська Маргарита Мирославівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент кафедри екології. Національний авіаційний університет.

Рошка Дарина Володимирівна (Київ) – магістрант. Національний авіаційний університет.

Сав'юк Любомир Маркіянович (Київ) – кандидат наук державного управління. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління

Суровцев Олександр Юрійович (Київ) – старший викладач. Національний авіаційний університет.

Томченко Ольга Володимирівна (Київ) – кандидат технічних наук. Державна установа «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук НАН України.

Улицький Олег Андрійович (Київ) – доктор геологічних наук, доцент, директор Навчально-наукового інституту екобезпеки та управління. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Фролов Валерій Федорович (Київ) – доктор технічних наук, доцент, професор. Кафедра фізики. Факультет інженерних систем та екології. Київський національний університет будівництва та архітектури.

Черняк Лариса Миколаївна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент. Кафедра екології. Національний авіаційний університет.

Шевчук Олександр Вікторович (Київ) – аспірант. Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України.

Шусть Володимир Іванович (Київ) – асистент кафедри екологічного аудиту та експертизи. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Яремчук Лілія Олександрівна (Київ) – магістрант. Національний авіаційний університет

Ярошук Дмитро Андрійович (Київ) – магістрант. Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

ВИМОГИ ДО ЗМІСТУ СТАТТІ

наукового журналу «Екологічна безпека та технології захисту довкілля».

Обсяг статті не менше 6-12-ти повних сторінок.

1. Структура статті має відповідати вимогам до наукових статей й складатися з таких частин:
 - УДК;
 - назва статті;
 - прізвище автора (авторів), науковий ступінь, назва кафедри, посада, назва установи (організації) та міста;
 - контакти автора (телефон, електронна адреса);
 - анотація **1800** знаків без пробілів;
 - ключові слова;
 - загальна суть проблеми;
 - аналіз останніх досліджень та публікацій;
 - формулювання мети статті;
 - виклад основного матеріалу;
 - висновки;
 - список використаної літератури
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 – Розмір сторінки: А5, 148x210.
2. Поля: верхнє, лівє, правє –Розмір шрифта «Times New Roman».
 - Для УДК – 10 кегель, великі літери, жирний шрифт.
 - Для заголовку статті 10 кегель, великі літери, жирний шрифт.
 - Для прізвища авторів – Для назви організації і міста – 10 кегель, нормальний шрифт.
3. Для анотації, ключових слів та реферату (3-4 рядки через 1 інтервал) –Для заголовків розділів в тексті – Для основного тексту – Для переліку використаних джерел (через 1 інтервал, слово Література) – Текст друкується через 1 інтервал і вирівнюється на ширину листа.
4. Абзацний відступ від основного тексту –УДК, прізвище (-а) автора (-ів), назва статті, рядки тексту анотації, номери джерел вирівнюються по лівому краю сторінки.
5. Формули необхідно друкувати по центру, нумерація формул в кінці рядка.
6. Розмір формул такий: основний . – 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».
7. 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 –Переноси в назві статті не допускаються.
8. Нумерований перелік літератури подати в кінці статті одним абзацем, через крапку і оформлюється згідно ДСТУ 7,1:2006 (див. Бюлетень ВАК України №3, 2008). 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.

Довідково, 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