

ISSN: 2306-9716 (Print)  
ISSN: 2664-6110 (Online)

МІНІСТЕРСТВО ЕНЕРГЕТИКИ ТА ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ  
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА УПРАВЛІННЯ

---

# ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

---

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2(29). Т. 2

---



Видавничий дім  
«Гельветика»  
2020

УДК 502+504

*Друкується за рішенням Вченої Ради  
Державної екологічної академії післядипломної освіти  
та управління (№ 3 від 18.05.2020 р.)  
Свідоцтво про державну реєстрацію  
КВ № 15768-4240Р від 26.10.2009 р.*

**Екологічні науки** : науково-практичний журнал / Головний редактор Бондар О.І. – К. : ДЕА,  
2020. – № 2(29). Т. 2. – 176 с.

**Головний редактор:**

Бондар О.І., доктор біологічних наук,

**Заступник головного редактора:**

Нагорнева Н.А.,

**Науковий редактор:**

Машков О.А., доктор технічних наук,

**Відповідальний редактор:**

Сікачина В.Г.,

**Редакційна колегія:**

Азаров С.І., доктор технічних наук,

[Антонов А.В.] доктор технічних наук,

Гандзюра В.П., доктор біологічних наук,

Єрмаков В.М., доктор технічних наук,

Захматов В.Д., доктор технічних наук,

Іващенко Т.Г., кандидат технічних наук,

Коніщук В.В., доктор біологічних наук,

Лукаш О.В., доктор біологічних наук,

Машков В.А., доктор технічних наук,

Михайленко Л.Є., доктор біологічних наук,

Нецветов М.В., доктор біологічних наук,

Ольшевський С.В., доктор технічних наук,

Риженко Н.О., доктор біологічних наук,

Рудько Г.І., доктор геолого-мінералогічних наук,

Улицький О.А., доктор геологічних наук,

Фінін Г.С., доктор фіз.-математ. наук,

Шматков Г.Г., доктор біологічних наук.

На підставі Наказу Міністерства освіти і науки України № 409 від 17.03.2020 р. (додаток 1) журнал внесений до Переліку наукових фахових видань України (категорія «Б») у галузі біологічних наук (091 – Біологія), природничих наук (101 – Екологія, 103 – Науки про Землю) та технічних наук (183 – Технології захисту навколишнього середовища).

Журнал публікує (після рецензування та редагування) статті, які містять нові теоретичні та практичні здобутки в галузі екологічних наук.

*Журнал включено до міжнародної наукометричної бази Index Copernicus International  
(Республіка Польща)*

---

---

## ЗМІСТ

---

---

<b>БІОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА</b> .....	7
<b>Гринцова Н.Б., Ходорова І., Романюк А.М.</b> Морфологічні перебудови аденогіпофізу щурів за умов загального зневоднення організму у віковому аспекті.....	7
<b>Тимошук С.А., Симочко Л.Ю.</b> Поширення антибіотикорезистентних мікроорганізмів у навколишньому природному середовищі.....	11
<b>ЕКОЛОГІЧНА ОСВІТА</b> .....	16
<b>Люленко С.О., Мороз Л.М., Подзерей Р.В.</b> Формування екологічної компетентності учнів як один із актуальних запитів сучасного суспільства.....	16
<b>ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ</b> .....	20
<b>Бондар О.І., Фінін Г.С., Шевченко Р.Ю., Копиленко О.Л.</b> Картографування радіаційного забруднення території України.....	20
<b>Кошелєв О.І., Кошелєв В.О., Копилова Т.В., Борисов В.В.</b> Моніторинг воронових птахів у місті Мелітополі: гніздовий і зимовий аспекти.....	31
<b>Рацлав В.В.</b> Моніторинг біоти та донних відкладів вод басейну річки Сіверський Дінець.....	40
<b>ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ</b> .....	47
<b>Атаєв С.В.</b> Меліорація малих річок шляхом розбавлення з попередньо очищеними стічними водами населених пунктів в умовах підвищеного гідрохімічного фону та малих витрат води.....	47
<b>Бутенко Э.О., Капустин А.Е.</b> Предотвращение сброса фекальных стоков в Азовское море с использованием анаэробных процессов.....	55
<b>Домбровський К.О.</b> Перифітон волокнистого носія «ВІЯ» під час біологічного очищення промислових стічних вод.....	60
<b>Малєєв В.О., Безпальченко В.М.</b> Водопостачання та водовідведення Херсонської області: стан, проблеми, першочергові заходи.....	66
<b>Мельников А.Ю.</b> Особливості моніторингу забруднення важкими металами поверхневих вод.....	72
<b>Сердюк С.М., Довганенко Д.О., Луньова О.В.</b> Сучасні деформації берегової лінії Дніпровського водосховища в контексті можливих геоecологічних наслідків.....	76
<b>Степова О.В., Гах Т.О.</b> Екологічний стан поверхневих водойм Полтавської області.....	82
<b>Харитонова Ю.В., Набокін М.В., Дядичко В.Г.</b> Зоопланктон відкритої частини Чорного моря в 2016–2019 роках та оцінка якості водного середовища за його показниками.....	87
<b>Шахман І.О., Бистрянцева А.М.</b> Практична реалізація методики розрахунку розбавлення стічних вод на прикладі р. Інгулець.....	95
<b>ЕКОЛОГІЯ І БУДІВНИЦТВО</b> .....	100
<b>Кияшко В.Т., Косарчук В.В., Чаусов М.Г., Агарков О.В., Ковальчук В.В.</b> Напружено-деформований стан композитної арматури за умов взаємодії з високоміцним бетоном: аналітичні розрахунки.....	100
<b>ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ</b> .....	105
<b>Єрмішев О.В.</b> Функціонально-екологічна експертиза (ФЕЕ) Тульчинського району Вінницької області.....	105
<b>Касіячук Д.В.</b> Еколого-геологічна оцінка стану ґрунтового покриву території Івано-Франківської області.....	112
<b>Кеуш Л.Г., Коверя А.С.</b> Оцінка життєвого циклу наноматеріалів та їхній вплив на навколишнє середовище.....	119
<b>Кратюк О.Л., Кравчук М.М., Довбиш Л.Л.</b> Біогеоценотична роль ратичних <i>ARTIODACTYLA</i> у формуванні фосфатно-калійного стану ґрунтів вологих сугрудів на території вольєрів Західного і Центрального Полісся.....	126
<b>Mashkov O.A., Mikheev V.S., Nigorodova S.A., Zhukauskas S.V.</b> System support of ecological security of the ecosystem by creating a system of tips for making informational ecological decisions.....	133
<b>Патрушева Л.І., Непсіна Г.В., Сербулова Н.А.</b> Оцінка факторів розвитку Миколаївської туристичної дестинації.....	143
<b>Тузяк Я.М.</b> Еко-морфодинамічна система Медобори-Товтри (Поділля, Західна Україна): її освітня, геотуристична й рекреаційна цінність.....	147

<b>ЗМІНА КЛІМАТУ</b> .....	157
<b>Пикало С.В., Демидов О.А., Юрченко Т.В., Хоменко С.О., Гуменюк О.В., Харченко М.В.</b> Індексний підхід для добору посухостійких сортів пшениці в умовах нестійкого клімату.....	157
<b>Ращенко А.В., Лесь А.В., Бордюг Н.С., Майкун Є.І.</b> Методичні аспекти кліматичного профілювання жителів міст.....	165
<b>Shmarin S.L., Troyanska Ye.N., Denisenko I.Yu.</b> Urgent issues of Ukraine’s greenhouse gas inventory.....	169
<b>ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ</b> .....	172

---

---

## CONTENTS

---

---

<b>BIOLOGICAL SAFETY</b> .....	7
<b>Hryntsova N., Hodorova I., Romaniuk A.</b> Morphological rearrangement of rats adenohypophysis under conditions of general dehydration of the body in the age aspect.....	7
<b>Tymoshchuk S., Symochko L.</b> Spread of antibiotic-resistant bacteria in the environment.....	11
<b>ENVIRONMENTAL EDUCATION</b> .....	16
<b>Liulenko S., Moroz L., Podzerei R.</b> Form of ecologic competence, which is one of the most up-to-date records of the current state of affairs.....	16
<b>ENVIRONMENTAL MONITORING</b> .....	20
<b>Bondar O., Finin G., Shevchenko R.</b> Mapping of radiation pollution on the territory of Ukraine.....	20
<b>Koshelev A., Koshelev V., Kopylova T., Borisov V.</b> Monitoring of Crowbird in Melitopol: nest and winter aspects.....	31
<b>Ratslav V.</b> Monitoring of biota and lower separations in the waters of the Siverskyi Donets river basin.....	40
<b>ECOLOGY OF WATER RESOURCES</b> .....	47
<b>Atajev S.</b> Melioration of the small rivers by dilution with preliminary purified-sewages of settlements in the conditions of an increase hydro-chemical background and small charges of water.....	47
<b>Butenko E., Kapustin O.</b> Prevention of the discharge of fecal effluents into the Sea of Azov using anaerobic processes.....	55
<b>Dombrovskiy K.</b> Periphyton of fibrous carrier «VIYA» in biological treatment of industrial waste water.....	60
<b>Maljejev V., Bezpалchenko V.</b> Water supply and water disposal of the Kherson region: state, problems, preconditioning events.....	66
<b>Melnikov A.</b> Features of monitoring a surface water contamination by heavy metals.....	72
<b>Serdiuk S., Dovganenko D., Lunova O.</b> Modern deformations of the Dnieper reservoir coastline in the context of possible geocological consequences.....	76
<b>Stepova O., Gah T.</b> Ecological condition of surface the Poltava region.....	82
<b>Kharytonova Yu., Nabokin M., Dyadichko V.</b> Zooplankton of the open part in the Black Sea in 2016 – 2019 and assessment of the quality of the aquatic environment by its indicators.....	87
<b>Shakhman I., Bystriantseva A.</b> The practical implementation of the wastewater dilution calculating methodology on the example of the Ingulets River.....	95
<b>ECOLOGY AND CONSTRUCTION</b> .....	100
<b>Kiyashko V., Kosarchuk V., Chausov M., Agarcov O., Kovalchuk V.</b> Stress-strain state of composite reinforcement under the conditions of interaction with high-strength concrete: analytical approach.....	100
<b>GENERAL ENVIRONMENTAL SAFETY ISSUES</b> .....	105
<b>Yermishev O.</b> Functional and ecological expertise (FEE) in Tulchyn district of Vinnytsia region.....	105
<b>Kasiyanchuk D.</b> The environmental-geological assessment of the soil covers condition of the territory of Ivano-Frankivsk region.....	112
<b>Kieush L., Koveria A.</b> Life cycle assessment of nanomaterials and their impact on the environment.....	119
<b>Kratiuk O., Kravchuk M., Dovbysh L.</b> Biogeocenotic role of ungulates <i>ARTIODACTYLA</i> in the formation of a phosphate-potassium soil state in conditions of wet mixed broadleaved forests at the sanctuaries of Western and Central Polissia territories.....	126
<b>Mashkov O.A., Mikheev V.S., Nigorodova S.A., Zhukauskas S.V.</b> System support of ecological security of the ecosystem by creating a system of tips for making informational ecological decisions.....	133

<b>Patrusheva L., Niepieina A., Serbulova N.</b> Evaluation of development factors of Mykolaiv tourist destination .....	143
<b>Tuzyak Ya.</b> Eco-morphodynamic system Medobory-Toutras (Podillya, Western Ukraine): it is educational, geotouristic and recreational value.....	147
<b>CLIMATE CHANGE</b> .....	157
<b>Pykalo S., Demydov O., Yurchenko T., Khomenko S., Humeniuk O., Kharchenko M.</b> Index method for selection of drought tolerant wheat varieties in unstable climate conditions.....	157
<b>Rashchenko A., Les A., Bordiug N., Maikun Y.</b> Methodical aspects of climate profiling of citizens.....	165
<b>Shmarin S.L., Troyanska Ye.N., Denisenko I.Yu.</b> Urgent issues of Ukraine’s greenhouse gas inventory.....	169
<b>AUTHORS’ CREDENTIALS</b> .....	172

## МОРФОЛОГІЧНІ ПЕРЕБУДОВИ АДЕНОГІПОФІЗУ ЩУРІВ ЗА УМОВ ЗАГАЛЬНОГО ЗНЕВОДНЕННЯ ОРГАНІЗМУ У ВІКОВОМУ АСПЕКТІ

Гринцова Н.Б.<sup>1</sup>, Ходорова І.<sup>2</sup>, Романюк А.М.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Медичний інститут

Сумського державного університету

вул. Санаторна, 33, 40018, м. Суми

natalia.gryntsova@gmail.com, pathomorph@gmail.com

<sup>2</sup>Університет імені Павла Йозефа Шафарика

вул. Шробарова, 2, 04108, м. Кошице, Народна Республіка Словаччина

ingrid.hodorova@upjs.sk

Основою внутрішнього середовища організму є вода. Питання патогенезу, діагностики та корекції водно-електролітних порушень є однією з важливих проблем екологічної морфології. Гіпофіз, як залоза ендокринної системи, відіграє ключову роль у забезпеченні адаптаційної відповіді організму на стресові впливи й тому його вивчення є актуальною проблемою. Експеримент проведений на 24 білих щурах-самцях молодого статевозрілого віку (4 місяці, масою 190,0–198,0 г) та на щурах, які знаходились на початкових етапах старіння (12 місяців, масою 300–309 г). Щурам експериментальної групи моделювали легкий ступінь загального зневоднення. Для вивчення морфологічних перебудов в органі застосовували загальноприйняті методики гістологічного методу дослідження, з фарбуванням зрізів гематоксилін-еозином за стандартною методикою. Під впливом загальної дегідратації в аденогіпофізі розвивались розлади мікроциркуляції, які носили неспецифічний поліморфний характер, із більшим ступенем виразності в експериментальних тварин старечого віку. Ці розлади торкалися порушення кровонаповнення судин, а у тварин старечого віку – і змін реологічних властивостей крові. В аденогіпофізі експериментальних тварин усіх вікових груп відзначався розвиток стромального набряку. У паренхімі органу розвивалась тканинна гіпоксія, котра негативно вплинула на морфофункціональну та секреторну активність glanduloцитів, з більшою виразністю у тварин старечого віку. Але низка морфологічних ознак частини ядер аденоцитів указують на активні адаптивні синтетичні процеси зі сторони частини клітин аденогіпофізу у тварин усіх вікових груп. Отже, в аденогіпофізі експериментальних тварин молодого та старечого віку за умов легкого ступеня загального зневоднення спостерігалось напруження адаптивно-приспосувальних процесів у відповідь на дію пошкоджуючого агента. Водночас у тварин старечого віку помічався поступовий перехід до стадії зниження функціональної активності. *Ключові слова:* вода, загальна дегідратація, гіпофіз, адаптація, розлади кровообігу.

**Morphological rearrangement of rats adenohypophysis under conditions of general dehydration of the body in the age aspect.**  
Hryntsova N., Hodorova I., Romaniuk A.

The basis of the internal environment of the body is water. Issues of pathogenesis, diagnosis and correction of water – electrolyte disturbances are one of the important problems of ecological morphology. Pituitary gland, as the gland of the endocrine system, plays a key role in providing the body's adaptive response to stressful effects and therefore its study is an urgent problem. The experiment was conducted on 24 white male rats of young adult maturity (4 months old, weighing 190.0–198.0 g) and rats that are at the initial stages of aging (12 months old, weighing 300–309 g). Rats of the experimental group were modeled for a slight degree of general dehydration. To study morphological rearrangements in the organ, generally accepted methods of the histological method of investigation were used, with the sections stained with hematoxylin-eosin according to the standard method. Under the influence of general dehydration, microcirculation disorders developed in the adenohypophysis, which were non-specific polymorphic in nature, with a greater degree of severity in experimental animals of old age. These disorders related to impaired blood supply to blood vessels, and in animals of old age and changes in the rheological properties of blood. In the adenohypophysis of experimental animals of all age groups, the development of stromal edema was noted. Tissue hypoxia developed in the organ parenchyma, which negatively affected the morphofunctional and secretory activity of glandulocytes, with greater expressiveness in old-age animals. But, a number of morphological signs of part of the nuclei of the adenocysts indicate active adaptive synthetic processes on the part of part of the cells of the adenohypophysis in animals of all age groups. So, in the adenohypophysis of experimental animals of young and senile age, under conditions of mild general dehydration, stress of adaptive processes was observed in response to the action of the damaging agent. Moreover, in animals of senile age, a gradual transition to the stage of a decrease in functional activity was noted. *Key words:* water, general dehydration, pituitary gland, adaptation, circulatory disorders.

**Постановка проблеми.** Вода є джерелом життя на нашій планеті, основою внутрішнього середовища організму [4]. Сталість водно-електролітного складу організму – це частина гомеостазу. Порушення

гомеостазу закономірно призведуть до дисфункції органів, поліорганної недостатності й загибелі організму [10; 12]. У формуванні регуляції механізму компенсації на різні екстремальні фактори, які впливають

на організм, ендокринній системі відводиться одна із провідних ролей. Адекватність, характер пристосувальних змін організму залежить від змін гормональної секреції, котрі забезпечують гомеостаз організму [14]. Гіпофіз як залоза ендокринної системи відіграє ключову роль у забезпеченні адаптаційної відповіді організму на стресові впливи й тому його вивчення є актуальною проблемою екологічної морфології.

**Актуальність дослідження.** Порушення водно-електролітного балансу є супутником багатьох патологічних станів організму. У медичній практиці гідратаційні розлади водно-електролітного балансу зустрічаються під час інфекційних захворювань, коматозних та термінальних станів, після значної крововтрати, шоку, нецукрового діабету, хірургічних втручаннях тощо. Дегідратацію викликають також і посилені тривалі фізичні навантаження, робота в гарячих цехах, глибоких шахтах, в екстремальних умовах за відсутності питної води, під час перебування в регіонах зі спекотливим кліматом [13]. У процесі дегідратації організму порушуються або зовсім припиняються синтетичні, видільні, дезінтоксикаційні функції клітин органів, а надалі нерідко все це призводить до тяжких функціональних розладів і визначає тяжкість перебігу захворювання [7]. Тому актуальною проблемою екологічної морфології є вивчення впливу загального зневоднення організму на морфологічний стан гіпофіза, як центрального органу регуляції водно-сольового гомеостазу, зокрема й у віковому аспекті.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Робота виконана в рамках стипендії Уряду Словацької Народної Республіки (2020) та відповідно до плану наукових досліджень Медичного інституту Сумського державного університету і є частиною планової наукової теми кафедри морфології «Морфофункціональні аспекти гомеостазу організму» (№ держ. реєстрації 0118U006611) та патологічної анатомії «Морфогенез загальнопатологічних процесів» (№ держ. реєстрації 013U003315), «Закономірності вікових і конституціональних морфологічних перетворень за умов впливу ендо- й екзогенних чинників і шляхи їх корекції» (№ 0113U001347).

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** На сьогодні вивченню проблеми адаптації організму до дегідратаційних порушень присвячена значна кількість наукових робіт. Вивчено вплив різних видів зневоднення організму на стан екзокринних залоз [1], дисоційовану імунну систему [7], скелетні м'язи [9], кістки [3], стан головного мозку [12], наднирники [5], гіпофіз [8], серце [13].

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** Згідно з результатами пошуку літературних джерел, відсутні роботи щодо порівняльного морфологічного аналізу структурних перебудов в аденогіпофізі щурів-самців молодого та старечого

віку за умов експериментального загального зневоднення організму легкого ступеня.

**Новизна.** На експериментальному матеріалі проведено порівняльний морфологічний аналіз стану аденогіпофізу щурів-самців молодого та старечого віку в умовах загального зневоднення організму легкого ступеня.

Методологічне або загальнонаукове значення. Експеримент проведений на 24 білих щурах-самцях молодого статевозрілого віку (4 місяці, масою 190,0–198,0 г) та щурів, які знаходились на початкових етапах старіння (12 місяців, масою 300–309 г) [2], що були розподілені на контрольну та експериментальну групи. Для їжі щури як контрольної, так й експериментальної групи отримували висушений до постійної маси овес. Щурам експериментальної групи загальне зневоднення моделювали згідно з [11]. За такої умови легкий ступінь загальної дегідратації досягався протягом 3-х днів досліду. Утримання тварин та маніпуляції над ними проводились відповідно до «Загальноетичних принципів експериментів на тваринах», ухвалених Першим Національним конгресом із біоетики (Київ, 2001 р.) тощо. Групи піддослідних тварин виводились з експерименту шляхом декапітації під тіопенталовим наркозом, із їхньої черепної коробки вилучався гіпофіз. Для вивчення морфологічних перебудов в органі застосовували загальноприйняті методики мікроанатомічного (гістологічного) методу дослідження. Зрізи фарбували гематоксилін-еозином за стандартною методикою. Загальний морфологічний аналіз проводили за допомогою світлооптичного мікроскопа «Leica DM 500», з об'єктивами x4, x10, x40, бінокулярами 7, 10. Фотодокументування отриманих результатів проводили цифровою відеокамерою «Leica DM IC C50 HD Camera». Використовували програмне забезпечення «Leica Application Suite LAS EZ version 20.0 [Build: 292] Copyright © 2010».

**Виклад основного матеріалу.** Унаслідок перебування експериментальних тварин протягом 3-х діб на безводному раціоні в аденогіпофізі піддослідних тварин молодого та старечого віку відзначались морфологічні перебудови, які були подібними. А проте більший ступінь виразності перебудов спостерігалась у віковій групі тварин старечого віку. Так, превалюючими та першочерговими розладами в паренхімі аденогіпофізу піддослідних тварин як молодого, так і старечого віку, порівняно з іншими компартментами органу, були розлади гемодинаміки. Більша виразність судинних порушень саме в аденогіпофізі, на нашу думку, пояснюється особливостями анатомічного кровозабезпечення цієї залози внутрішньої секреції [6]. У тварин обох експериментальних груп відзначались судинні порушення у вигляді дифузного венозно-капілярного повнокров'я судин. Але тварини молодого віку мали середній ступінь кровонаповнення судин із початковими етапами стази (рис. 1).



Водночас щури старечого віку мали лише помірний ступінь кровонаповнення судин та зміни реологічних властивостей крові (стаз, сладж, агрегація клітин крові до судинної стінки та початкові етапи тромбоутворення). У більш мілких судинах мікроциркуляторного русла формувалася стаз еритроцитів у вигляді «монетних стовпчиків» (мал. 2). Розлади мікроциркуляції в аденогіпофізі мали неспецифічний, поліморфний характер та були пов'язані зі збільшенням в'язкості крові. Сполучнотканинна капсула органу у тварин обох вікових груп була не потовщена, але сполучнотканинні трабекули були значно потовщені, з ознаками набряку (рис. 1, 2). Це і собі викликало порушення нормальної трабекулярної будови залози. Відзначалась декотра дезорганізація та дисконфлексія епітеліальних трабекул. У щурів молодого віку кількість як базофільних, так й ацидофільних гландулоцитів порівняно з контролем практично не змінюється. Зустрічалась невелика кількість клітин із вакуолізованою цитоплазмою, котрі розташовувались як ізольовано, так і в невеликих групах (2–3), переважно в периферійних ділянках органу.

Ядра більшої кількості клітин, включно з вакуолізованими, мали ознаки посилення синтетичної активності. Ядра зберігали овальну та округлу форму, мали збільшені розміри у порівнянні з контрольними тваринами та розташовувались як центрально, так і ексцентрично. Хроматинова сітка ядер була просвітлена, з мілкодисперсною конденсацією хроматина, що дифузно розташовувався по всьому ядру. Крім того, в ядрах зустрічалася і крайова маргінація хроматину. Більшість ядер мали гіпертрофовані та гіперхромні ядерця, що чітко контурувалися на фоні просвітленої каріоплазми та мали як центральне положення, так і перебували у стані ектопії. Незначна частина ядер мала конденсовану, гіперхромну та гомогенну хроматинову сітку. Декотрі ядра мали ознаки початкових етапів некробіотич-

них змін. Ядерно-цитоплазматичне співвідношення становило 1:1,5-1:2,0. Дистрофічні перебудови зі сторони судинного русла, зокрема й порушення реологічних властивостей крові, негативно вплинули на морфофункціональну та секреторну активність клітин аденогіпофізу тварин старечого віку. У щурів старечого віку дещо зменшувалася кількість як базофільних, так і ацидофільних гландулоцитів у порівнянні з контролем та зростала кількість хромофобних клітин. Переважна кількість клітин мали гіперхромні, гомогенні ядра овальної та трикутної форми. Крім того, виявлялися клітини з морфологічними ознаками підвищеної синтетичної активності ядер. Клітини з вакуолізованою цитоплазмою не зустрічалися. Ядерно-цитоплазматичне співвідношення зменшувалося та складало 1:1:1,4.

**Головні висновки.** Порушення водно-сольової рівноваги в організмі експериментальних щурів молодого та старечого віку (загальне зневоднення легкого ступеня) негативно вплинуло на функціональний стан ендокринних механізмів регуляції гомеостазу, включно зі структурними компонентами аденогіпофізу. Дефіцит вологи впродовж 3-х днів досліду викликав в експериментальних щурів розвиток загального адаптаційного синдрому, стадія розвитку котрого знаходилась у прямій залежності від віку тварин.

Під впливом загальної дегідратації, на тлі загальних гіповолемічних порушень в аденогіпофізі розвивались розлади мікроциркуляції, які носили неспецифічний поліморфний характер, із більшим ступенем виразності в експериментальних тварин старечого віку. Ці розлади торкалися порушення кровонаповнення судин (дифузне венозно-капілярне повнокров'я), а у тварин старечого віку – і змін реологічних властивостей крові (стаз, сладж, агрегація клітин крові до судинної стінки, початкові етапи

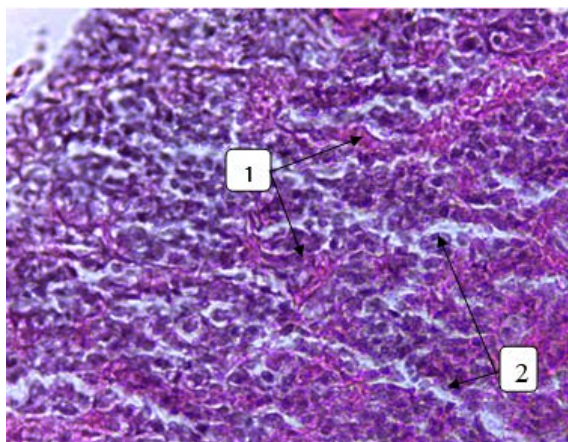


Рис. 1. Морфологічні перебудови аденогіпофізу тварин молодого віку в умовах експериментальної позаклітинної дегідратації легкого ступеня: 1- повнокров'я судин; 2-набряк сполучнотканинних трабекул. Забарвлення гематоксилін-еозином.  $\times 400x$

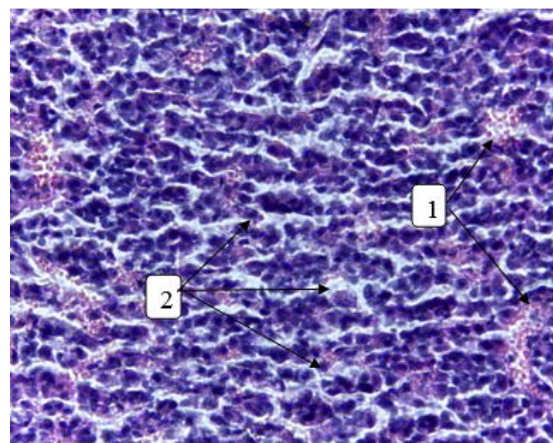


Рис. 2. Морфологічні перебудови аденогіпофізу тварин старечого віку в умовах експериментальної позаклітинної дегідратації легкого ступеня: 1- повнокров'я судин із порушенням реологічних властивостей крові; 2-набряк сполучнотканинних трабекул. Забарвлення гематоксилін-еозином.  $\times 400x$

тромбоутворення, формування «монетних стовпчиків» у капілярах). На наш погляд, патогенетично основним пусковим механізмом у розвитку цих порушень є збільшення в'язкості крові.

В аденогіпофізі експериментальних тварин усіх вікових груп відзначався розвиток стромального набряку, який пов'язаний зі зростанням кількості позаклітинної рідини.

Унаслідок розвитку стромального набряку та порушення кровопостачання та реологічних властивостей крові в паренхімі аденогіпофізу розвивалась тканинна гіпоксія, з більшою виразністю в аденогіпофізі тварин старечого віку, що вказує на більші компенсаторні можливості тварин молодого віку порівняно зі старими. Патогенетично гіпоксія негативно вплинула на морфофункціональну та секреторну активність гландулоцитів, і з більшою виразністю у тварин старечого віку. Так, порівняно з молодими тваринами, у щурів старечого віку дещо зменшувалась кількість як базofilних, так й ацидофилних гландулоцитів та зростала кількість хро-

мофобних клітин. За даними низки авторів [8] це свідчить про «аварійну» секрецію тропних гормонів у кров в умовах впливу ушкоджуючого чинника. Але низка морфологічних ознак частини ядер аденоцитів (збільшення кількості ядер з еухроматином, наявність ядерця та крайова агрегація хроматину [15]), безперечно, вказували на активні адаптивні синтетичні процеси зі сторони частини клітин аденогіпофізу у тварин всіх вікових груп.

Отже, в аденогіпофізі експериментальних тварин молодого та старечого віку за умов легкого ступеня загального зневоднення спостерігалось напруження адаптивно-приспосувальних процесів у відповідь на дію пошкоджуючого агента. Водночас у тварин старечого віку відзначався поступовий перехід до стадії зниження функціональної активності.

**Перспективи використання результатів дослідження** базуються на проведенні подальших морфологічних, імуногістохімічних та біохімічних досліджень аденогіпофізу щурів в умовах порушення водно-сольового балансу організму.

### Література

1. Білецький Д.П., Устянський О.О., Ткач Г.Ф., Сікора В.З., Буштрук А.М., Кіптенко Л.І., Максимова О.С. Морфологічна перебудова привушної слинної залози щурів молодого віку при порушенні водно-електролітного балансу організму. *Буковинський медичний вісник*. 2017. № 2(82). С. 7–11.
2. Бондаренко А.А., Губина-Вакулик Г.И., Геворкян А. Р. Пинеальная железа и гипоталамо-гипофизарно-тиреоидная система: возрастные и хронобиологические аспекты : монография. Харьков : Изд-во «С.А.М.», 2013. 262 с.
3. Бумейстер В.І. Морфофункціональна характеристика кісткового регенерату в умовах дегідратаційних порушень водно-сольового обміну : автореф. дис. ... док. біолог. Наук : 14.03.01. Луганськ, 2010. 38с.
4. Гончаренко И.В., Трофименко А.Л., Кучин В.Д. Вода – это жизнь. *Перший незалежний науковий вісник*. 2015. № 1. С. 23–26.
5. Гринцова Н.Б., Романюк А.М. Морфологічні перебудови судинного русла наднирників статевозрілих щурів за умов експериментальної позаклітинної дегідратації середнього ступеня. *Світ медицини та біології*. 2018. № 3(65). С. 140–143.
6. Гринцова Н.Б., Романюк А.М., Бумейстер В.І., Карпенко Л.І., Устянський О.О. Морфологічні та морфометричні перебудови структурних компонентів аденогіпофізу щурів для умов експериментальної позаклітинної дегідратації середнього ступеня. *Морфологія*. 2018. № 12(3). С.61–65.
7. Гусейнов Т.С., Гусейнова С.Т. Анатомия лимфоидных узелков и лимфатического русла тонкой кишки при дегидратации и коррекции физиологическим раствором и перфтораном : монография. Махачкала : Изд-во « Наука плюс», 2010. 144 с.
8. Корнійкова І.П. Морфофункціональні перетворення гіпофіза під впливом гіпергідратаційних порушень водно-сольового обміну організму : автореф. дис. ... канд. медич. Наук : 14.03.01. Луганськ, 2012. 19 с.
9. Мосендз Т.М., Мищкан Б.М. Структура скелетного м'язу при терморобочій дегідратації організму. *Морфологія*. 2012. № 1(94). С. 150–153.
10. Нетюхайло Л.Г., Філатова В.Л., Філатова О.В. Водно-сольовий обмін. *Вісник проблем біології та медицини*. 2012. № 1(91). С. 28–33.
11. Погорелов М. В., Бумейстер В.І., Ткач Х.Ф., Болотна І.В., Бончев С.Д. Сучасні уявлення про водно-сольовий обмін (огляд літератури та методів власних досліджень). *Вісник проблем біології та медицини*. 2009. № 2. С. 8–14.
12. Савин И.А., Горячев А.С. Водно-электролитные нарушения в нейрореанимации: монография. Москва : Изд-во «НИИ Нейрохирургии им. академика Н.Н. Бурденко». 2015. 248 с.
13. Творко В.М. Морфофункціональні особливості міокарда при адаптації організму до загального зневоднення, : автореф. дис. ... канд. медич. наук : 14.03.01. Тернопіль, 2002. 19 с.
14. Фомина К.А., Сікора В.В., Стрыга А.С., Ступин В.А. Органометрические показатели щитовидной железы после двухмесячного воздействия тиотриазолина. *Украинский морфологический альманах*. 2010. № 8(1). С. 108–109.
15. Шкорбатов Ю.Г. Структурні та електрокінетичні властивості ядер клітин букального епітелію людини у зв'язку з дією фізико-хімічних факторів та зміною функціонального стану організму : автореф. дис. ... док. біолог. наук : 03.00.11. Київ, 2005. 27 с.

## ПОШИРЕННЯ АНТИБІОТИКОРЕЗИСТЕНТНИХ МІКРООРГАНІЗМІВ У НАВКОЛИШНЬОМУ ПРИРОДНОМУ СЕРЕДОВИЩІ<sup>1</sup>

Тимошук С.А., Симочко Л.Ю.

Ужгородський національний університет  
вул. Університетська, 14, 88000, м. Ужгород  
svitlana.tymoshchuk@uzhnu.edu.ua, lyudmilassem@gmail.com

Безсумнівно, що найважливішою причиною набуття бактеріями резистентності до антибіотиків є широке та безконтрольне застосування самих антибіотиків та неналежна їх утилізація. Сьогодні в Україні, незважаючи на актуальність проблеми, не розроблена уніфікована система моніторингу за поширенням антибіотикорезистентних мікроорганізмів у навколишньому середовищі, що є одним з факторів ризику для здоров'я людини. Нормативні документи, які регулюють застосування антимікробних препаратів, не відповідають сучасному рівню знань, що не дає змоги розробити і впровадити в медичну та ветеринарну практику ефективні заходи боротьби з інфекціями. Використання антимікробних засобів у тварин (окрім лікування) призводить до збільшення кількості бактерій, резистентних до антибактеріальних засобів, – як патогенів, які здатні прямо або опосередковано інфікувати людей, так і умовно-патогенних бактерій, котрі можуть переносити детермінанти резистентності в організм людини в різний спосіб: безпосередньо через контакт з тваринами і опосередковано через харчовий ланцюг, воду, повітря та ґрунти, удобрені гноєм, або стічні води. У ланцюгу «ґрунт (вода) – мікроорганізми – рослини» ґрунтова (водна) мікробіота є невіддільним складником. Мікроорганізми виступають зручним об'єктом спостережень, адже вони тісно контактують з середовищем існування, характеризуються високою швидкістю росту і розмноження, що дозволяє вивчати дію на них екологічних чинників протягом доволі короткого терміну. Ця робота є експериментальною. Досліджено водний і ґрунтовий мікробіом на наявність резистентних мікроорганізмів до антибактеріальних препаратів на території м. Ужгород та Ужгородського району зокрема. Визначено наявність антибіотикорезистентних мікроорганізмів у навколишньому природному середовищі, зокрема у водній та ґрунтовій екосистемах. Встановлено, що водний мікробіом р. Уж містить *Klebsiella pneumoniae* та *Enterococcus faecium*, що належать до умовно-патогенних мікроорганізмів. У мікробіомі ґрунту виявлено – *Yersinia pestis*, яка є патогеном. Мікроорганізми, виділені з водної екосистеми, володіють досить високим рівнем резистентності до антибактеріальних препаратів. *Ключові слова*: мікроорганізми, екосистема, ґрунт, вода, мікробіом, антимікробні препарати, резистентність.

### Spread of antibiotic-resistant bacteria in the environment. Tymoshchuk S., Symochko L.

Undoubtedly, the major cause of bacterial resistance to antibiotics is the widespread and uncontrolled use of antibiotics themselves and their improper disposal. Today, despite the urgency of the problem, a unified system for monitoring the spread of antibiotic-resistant microorganisms in the environment, which is one of the risk factors for human health, has not been developed. Regulatory documents the use of antimicrobials do not correspond to the current level of knowledge, which does not allow the development and implementation of effective infection control measures in medical and veterinary practice. The use of antimicrobials in animals (other than treatment) leads to an increase in bacteria resistant to antibacterial agents – both pathogens capable of directly or indirectly infecting humans and conditionally pathogenic bacteria capable of transferring resistance determinants into the human body: directly through contact with animals and indirectly through food chains, water, air and soil, manure or wastewater. In the soil-micro-organisms-plants scheme, the soil microbiota is an integral component. Microorganisms are a convenient target for observation because they interact closely with the habitat, are characterized by high growth and reproduction rates, which allow them to study the effects of environmental factors on them fairly quickly. This work is experimental. Water and soil microbiome were investigated for the presence of resistant microorganisms to antibacterial drugs in Uzhgorod and Uzhhorod district in particular. The presence of antibiotic-resistant microorganisms in aquatic and soil ecosystems has been determined. In the microbiome of the river Uzh has been found *Klebsiella pneumoniae* and *Enterococcus faecium*, related to conditionally pathogenic microorganisms. In the soil microbiome, *Yersinia pestis* has been found. Microorganisms isolated from the aquatic ecosystem have a fairly high level of resistance to antibacterial agents. *Key words*: microorganisms, ecosystem, soil, water, microbiome, antimicrobials, resistance.

**Постановка проблеми.** Масове застосування різноманітних антимікробних речовин у клінічній практиці, харчовій, мікробіологічній та біотехнологічній промисловості може призводити до появи резистентних форм мікроорганізмів зі зміненням метаболізмом й деякими біологічними ознаками [1; 2]. Постійні взаємозв'язки між людиною, твари-

нами і навколишнім середовищем сприяють виникненню і поширенню стійкості до антибіотиків [3]. Явище антибіотикорезистентності виникло практично одночасно із синтезом перших антибіотиків, однак за останні декілька десятиліть воно набуло загрозливих соціально-економічних масштабів [1; 2].

<sup>1</sup> Автори висловлюють подяку у сприянні цього дослідження директору НДНЦ Молекулярної мікробіології та імунології слизових оболонок в м. Ужгород проф., д.б.н. Бойко Надії Володимирівні.

Антибіотикорезистентність основних збудників інфекційних захворювань є однією з найбільших проблем сучасної медицини, енвайронментальної мікробіології та екології. Швидкість, з якою формується і розповсюджується стійкість мікроорганізмів до антибактеріальних препаратів, досить висока.

Мультирезистентність є однією з перших трьох загроз для глобального здоров'я населення і зазвичай викликана надмірним вживанням препаратів або їх призначенням, нераціональною утилізацією антимікробних препаратів. Відомо також про існування зворотних векторів поширення антибіотикорезистентності [4]. Застосування антибіотиків у тваринництві спричиняє їх поширення у навколишньому природному середовищі, зокрема в агроекосистемах, де використовуються органічні системи удобрення [5–6]. Присутність антибіотиків у навколишньому середовищі також може вплинути на здоров'я людини. Хоча ефект такого впливу поки невідомий людям, епідеміологічні дослідження показують, що тривалий вплив антибіотиків може призвести до хронічних станів, включаючи ожиріння, діабет і астму [7–8].

Використання антибіотиків також зростає в аквакультури, що зумовлено швидким зростаючим темпом харчової промисловості в усьому світі завдяки інтенсивному сільському господарству [9–10]. З цієї причини антибіотики фармацевтичного походження на цей час виявляються у великих кількостях у техногенних середовищах, таких як очисні споруди, стічні води [11]. Міські очисні споруди є одними із джерел надходження антибіотиків у навколишнє середовище [12]. Ця проблема може особливо вплинути на країни, які страждають від нестачі питної води, оскільки вони більш схильні до використання очищених стічних вод для зрошення агроекосистем [13–14].

**Актуальність дослідження.** Сьогодні в Україні не розроблена система спостереження за стійкістю мікроорганізмів до антибактеріальних препаратів та не існує контролюючого органу з боротьби з внутрішньо-лікарняними інфекціями. Це пояснюється відсутністю контрольних тестів, що унеможлиблює порівняння різних заходів або стратегій з контролю за розповсюдженням антибіотикорезистентних мікроорганізмів [15].

Особливе занепокоєння викликають збудники, які є резистентними до дії кількох лікарських препаратів. До таких відносять метицилін-резистентні *Staphylococcus aureus* (MRSA), ванкоміцин-резистентні ентерококи (VRE) та окремі грам-негативні бактерії (GNB) [15–16].

Є безліч причин, які перешкоджають розробці нових антибіотиків. Одна з них – це складність і висока вартість наукових розробок зі створення нових лікарських засобів з принципово новими механізмами дії. Друга причина – комерційна. Інвестиції в розробку антибактеріальних препаратів прино-

сять невисокий прибуток, оскільки вони призначені для короткострокового лікування певних гострих захворювань [17].

**Мета роботи** – проаналізувати наявність антибіотикорезистентних мікроорганізмів у водному і ґрунтовому мікробіомах у м. Ужгород та Ужгородському районі.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Проблема поширення антибіотикорезистентних мікроорганізмів досить обговорювана за останні десятиліття, над її вирішенням працюють науковці з усього світу. Серед них необхідно виділити J.E. Davies, C.W. Knapp, M.M. Katariina, Pärnänen, Carlos Narciso-da-Rocha. Автори розглядають антибіотикорезистентність (АБР) як важливу загрозу для людства зараз і у найближчі десятиліття. Основними причинами розвитку АБР вважають: нераціональне та неконтрольоване застосування антимікробних препаратів; застосування антибіотиків із широким спектром дії у випадках достатньої ефективності засобів з обмеженим спектром; недотримання пацієнтами визначених режимів прийому та неправильне профілактичне застосування; доступність з причини безрецептурного відпуску; неконтрольоване та неаргументоване застосування в ветеринарії й аграрному виробництві [18].

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Визначення наявності антибіотикорезистентних мікроорганізмів у водній та ґрунтовій екосистемах несе вагомий вклад у формування моніторингової системи поширення антибіотикорезистентних мікроорганізмів у навколишньому природному середовищі. Це може слугувати базисом для удосконалення наявних методів очистки стічних вод та оцінки масштабів і векторів поширення резистентних мікроорганізмів як складників водного і ґрунтового мікробіомів.

**Матеріали і методи дослідження.** Матеріалом для досліджень слугували зразки ґрунту та води, відібрані у визначених точках екосистеми Ужгородського району Закарпатської області. Точки відбору проб води та ґрунту визначалися таким чином, щоб охопити рекреаційну зону, урбоекосистему та агроекосистему у межах Ужгорода та Ужгородського району. Для виділення штамів мікроорганізмів користувалися загальноприйнятими методиками [19] з використанням твердих елективних поживних середовищ. Приналежність мікроорганізмів до роду визначали за культуральними, бактеріоскопічними та морфологічними властивостями. Подальшу ідентифікацію штамів, які проявили антибіотикорезистентність, проводили за схемою: фарбування за Грамом та мікроскопія; виділення чистої культури та подальша біохімічна ідентифікація за допомогою тестових систем компанії LACHEMA згідно з інструкцією.

Верифікацію антибіотикорезистентності ізолятів здійснювали методом Кірбі – Бауера на середовищі Мюллера-Хінгтона, з використанням дисків

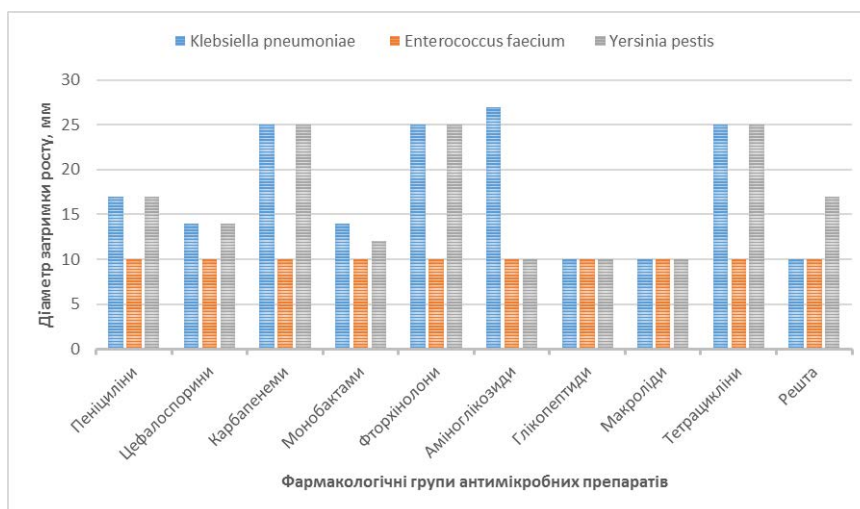


Рис. 1. Антибіотикорезистентність мікроорганізмів до фармакологічних препаратів різних груп

ТОВ «Фармактив» та HIMEDIA. Вибір антибактеріальних препаратів до виділених та ідентифікованих мікроорганізмів базувався на рекомендаціях комітету EUCAST (European Committee on Antimicrobial Susceptibility Testing). У роботі використано антибактеріальні препарати (АБП), які охоплюють основні фармакологічні групи.

**Виклад основного матеріалу.** Результати досліджень засвідчили, що серед домінуючих бактерій, виділених з ґрунтової та водної екосистеми досліджуваних зон, є патогенні та умовно-патогенні мікроорганізми, які володіють множинною резистентністю до препаратів фармакологічних груп, що рекомендовано застосувати комітетом EUCAST (рис. 1). З водної екосистеми було виділено *Klebsiella pneumoniae* та *Enterococcus faecium*. У складі мікробіому ґрунту було виявлено *Yersinia pestis*, цей мікроорганізм характеризувався досить високим рівнем АБР. *Klebsiella pneumoniae* та *Yersinia pestis* – грам-негативні нерухомі бактерії, що належать до родини Enterobacteriaceae, здатні викликати запалення легень у людини, а в навколишньому середовищі за типом живлення – сапрофіти.

У 2017 році мікробіологічні дослідження екосистеми ґрунту на території Ужгородського району свідчили, що була виділена *Yersinia pestis* в агро-екосистемах, де вирощують лікарські рослини [20]. Це вказує на те, що тривалий час *Yersinia pestis* колонізує ґрунти місцевості. Порівнявши отримані дані АБР бактерії в 2017 та 2019 рр., можна відмітити, що стійкість до таких фармакологічних груп АБП, як глікопептиди, пеніциліни та цефалоспори́ни, залишилась.

Бактерія виявилась чутливою лише до 20% АБП, що рекомендовано до застосування у боротьбі з нею. Дослідження показали, що *Yersinia pestis* колонізує ґрунт усіх зон, але найбільшу кількість було виділено з ґрунту агроекосистем.

*Klebsiella pneumoniae* була виділена із р. Уж після проходження системи очистки. Найбільш ефективними виявилися АБП, такі як амоксицилін (10 мкг/диск), іміпенем (10 мкг) та меропенем (10 мкг), левофлоксацин (5 мкг) та моксифлоксацин (5 мкг), показали найвищу чутливість. Отже, *Klebsiella pneumoniae* проявила чутливість до 22% АБП, що застосовуються у боротьбі із цим мікроорганізмом (рис. 2).

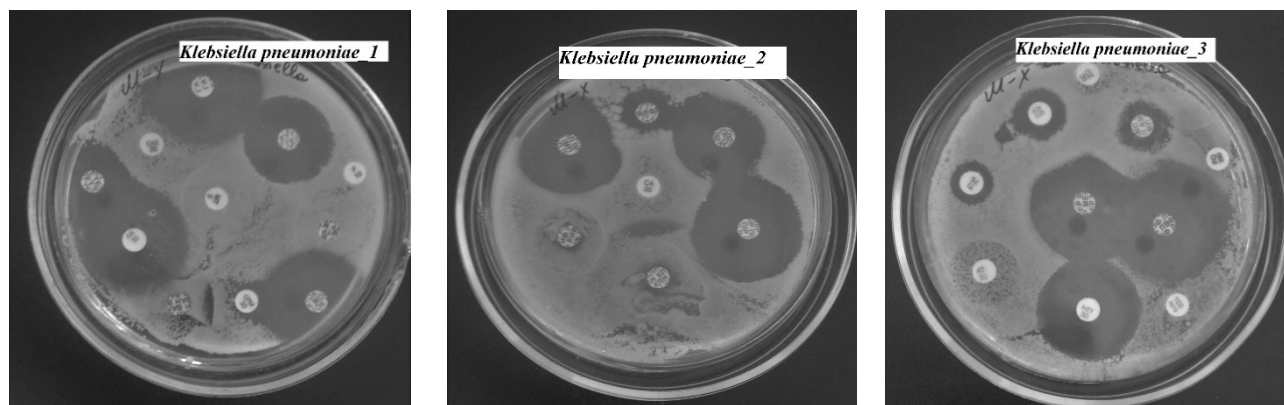


Рис. 2. Верифікація ізоляту *Klebsiella pneumoniae*

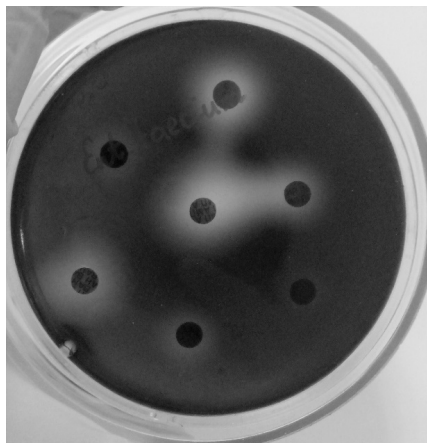


Рис. 3. Верифікація ізоляту *Enterococcus faecium*

На території заплавної едафотопи р. Уж у межах центральної частини урбоекосистеми виділено *Enterococcus faecium*. Хоча ентерококи є частиною нормальної кишкової мікробіоти людини та тварин, вони відіграють важливу роль в процесах колонізаційної резистентності слизових оболонок, вони також є представниками групи умовно-патогенних бактерій, що здатні викликати аутоінфекцію, а у разі накопичення у навколишньому середовищі – призводити до екзогенного інфікування. Ці бактерії широко розповсюджені у природі, є представниками нормальної мікробіоти людини та тварин, можуть у нормі зустрічатися в харчових продуктах, воді, рослинах. В той же час деякі штами мікроорганізмів, набуваючи ряд ознак патогенності, можуть викликати інфекційні захворювання.

*Enterococcus faecium* проявив стійкість до всіх АБП, що застосовувалися у нашому дослідженні, згідно вимог комітету EUCAST (рис. 3). Встановлено високий рівень стійкості досліджуваного мікроорганізму до АБП, що підтверджує актуальність пошуку нових підходів до лікування інфекцій, ускладнених цим збудником.

**Головні висновки.** За результатами дослідження визначено наявність антибіотикорезистентних мікроорганізмів у навколишньому природному середовищі, а саме водній та ґрунтовій екосистемах у межах міста Ужгород та Ужгородського району. Показано їх стійкість до всіх фармакологічних груп АБП. Встановлено, що водна екосистема є джерелом поширення умовно-патогенних мікроорганізмів на території Ужгородського району, навіть після очисних споруд у водному мікробіомі були виявлені *Klebsiella pneumoniae* і *Enterococcus faecium*. Цей факт свідчить про неналежний санітарний стан навколишнього природного середовища, що несе загрозу для здоров'я людини та довкілля.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Визначення наявності антибіотикорезистентних мікроорганізмів у водному і ґрунтовому мікробіомі у межах досліджуваних екосистем дозволяє оцінити їх санітарно-екологічний стан та ефективність роботи очисних споруд. Річка Уж є основною артерією водопостачання в Ужгородському районі, тому результати цих досліджень можуть бути використані для водоохоронної діяльності, а також для формування стратегії стримування АБР з метою зниження ризиків для здоров'я людини та захисту навколишнього природного середовища.

#### Література

1. Сидоренко С.В. Механізми резистентності мікроорганізмів. Практичне керівництво по антиінфекційній хіміотерапії / Под редакцією Л.С. Страчунського, Ю.Б. Белоусова, С.Н. Козлова. Москва, 2002. 290 с.
2. Яковлев В.П., Яковлев С.В. Рациональная антимикробная фармакотерапия: Руководство для практикующих врачей. Москва : Литтерра, 2003. 1008 с.
3. Summers A.O., Wireman J., Vimy M.J., Lorscheider F.L., Marshall B., Levy S.B., Bennett S., Billard L. Mercury released from dental 'silver' fillings provokes an increase in mercury- and antibiotic-resistant bacteria in oral and intestinal floras of primates. *Antimicrob. Agents Chemother.* 1993 ; 37 : 825–834. doi: 10.1128/AAC.37.4.825.
4. Тодосійчук Т.С., Іздебська Т.І., Громико О.М., Федоренко В.О. / Сучасний стан і перспективи біотехнологічного виробництва антибіотиків. Біологічні Студії / *Studia Biologica*. 2011. Том 5/№1. С. 159–172.
5. Feshchenko, Yu.I., Gumenyuk, M.I., Denisov, O.S. (2010). Antybiotyko rezystentnistj mikroorganismiv. Stan problemy ta shljakhy iji vyrishennja [Antibiotic resistance of microorganisms. State of problem and ways of its solutions]. *Ukrainsjkyj khimioterapevtychnyj zhurnal — Ukrainian chemotherapeutic Journal*, 1–2 (23), 4–10 [in Ukrainian].
6. Martínez, J.-L. (2012) Natural antibiotic resistance and contamination by antibiotic resistance determinants: The two ages in the evolution of resistance to antimicrobials. *Front. Microbiol.*, 3, 338–346 [in English].
7. Knapp, C.W., Dolfing, J., Ehlert, P.A.I., Graham, D.W. (2010). Evidence of increasing antibiotic resistance gene abundances in archived soils since 1940. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 560–587 [in English]. 8. Diaz-Cruz, M.S., Lopez de Alda, M.J., Barcelo, D. (2003). Environmental behavior and analysis of veterinary and human drugs in soils, sediments and sludge. *Trends Anal. Chem.*, 22, 340–351 [in English].
8. Яковлева Л.В., Баглай Т.О. Проблеми антибіотикорезистентності в Україні. Фармакоэкономика в Україні: стан і перспективи розвитку : матеріали XI наук.-практ. інтернет-конф., м. Харків, 24 трав. 2019 р. Харків : НФаУ, 2019. С. 134–135.
9. Larsson DGJ. (2014). Antibiotics in the environment. *Ups J Med Sci.* 119(2):108-12
10. Ianiro G., Tilg H., Gasbarrini A. Antibiotics as deep modulators of gut microbiota: Between good and evil. *Gut.* 2016;65:1906–1915. doi: 10.1136/gutjnl-2016-312297.
11. Martínez J.L. Antibiotics and antibiotic resistance genes in natural environments. *Science.* 2008;321:365–367. doi: 10.1126/science.1159483.

12. Henriksson P.J.G., Rico A., Troell M., Klinger D.H., Buschmann A.H., Saksida S., Chadag M.V., Zhang W. Unpacking factors influencing antimicrobial use in global aquaculture and their implication for management: A review from a systems perspective. *Sustain. Sci.* 2018;13:1105–1120. doi: 10.1007/s11625-017-0511-8.
13. Finley RL, Collignon P, Larsson DGJ, McEwen SA, Li X-Z, Gaze WH, et al (2013). The scourge of antibiotic resistance: the important role of the environment. *Clin Infect Dis*, 57(5):704-10.
14. Rizzo L., Manaia C., Merlin C., Schwartz T., Dagot C., Ploy M.C., Michael I., Fatta-Kassinos D. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review. *Sci. Total Environ.* 2013;447:345–360. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.032.
15. Rizzo L., Manaia C., Merlin C., Schwartz T., Dagot C., Ploy M.C., Michael I., Fatta-Kassinos D. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: A review. *Sci. Total Environ.* 2013;447:345–360. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.01.032.
16. Салманов А.Г. Антибіотикорезистентність основних збудників гнійно-запальних інфекцій у стаціонарах хірургічного профілю / А.Г. Салманов, В.Ф. Марієвський, С.І. Доан [та ін.]. *Український журнал клінічної та лабораторної медицини.* 2010. Том 11, №1. с. 106–112.
17. Lewis K., Ausubel F.M. Prospects for plant-derived antibacterials. (2006). *Nat. Biotechnol*, 24, 1504–1507 [in English].
18. Davies, J.E., Davies, D. Origins and evolution of antibiotic resistance. (2010) / *Microbiol. Mol. Biol. Rev.*, 74, 417–433 [in English].
19. Laxminarayan R, Duse A, Wattal C, Zaidi AKM, Wertheim HFL, Sumpradit N, et al (2013). Antibiotic resistance—the need for global solutions. *Lancet Infect Dis.* 13(12):1057-98.
20. Goldman E., & Green L.H. (Eds.). *Practical handbook of microbiology*, Third Edition. 2015. 467 p. Doi:10.1201/b17871
21. Симочко Л.Ю. Антибіотикорезистентні мікроорганізми в агроекосистемах як чинник ризику для здоров'я людини. *Агроекологічний журнал.* 2017. № 2. С. 201–204.

---

# ЕКОЛОГІЧНА ОСВІТА

---

УДК 37.017:502

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.3>

## ФОРМУВАННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ КОМПЕТЕНТНОСТІ УЧНІВ ЯК ОДИН ІЗ АКТУАЛЬНИХ ЗАПИТІВ СУЧАСНОГО СУСПІЛЬСТВА

Люленко С.О., Мороз Л.М., Подзерей Р.В.

Уманський державний педагогічний університет імені Павла Тичини  
вул. Садова, 2, 20300, м. Умань, Черкаська область

[lulencoso@gmail.com](mailto:lulencoso@gmail.com)

У статті розглянуто та проаналізовано набуття учнями екологічної компетентності, застосування загальних закономірностей природи, законів довкілля, що сприяє вихованню громадян із високим рівнем екологічних знань, екологічної компетентності, свідомості і культури на основі нових критеріїв оцінювання взаємовідносин людського суспільства й природи. Формування екологічної компетентності є одним із завдань освітньої системи, яке здійснюється в процесі екологічної підготовки. Оскільки екологічна компетентність є елементом життєвої компетентності, то процес її формування повинен бути багатограним і включати взаємодію закладів освіти, сім'ї та суспільства. Екологічна компетентність полягає в обізнаності з екологічним станом планети, держави, регіону; розумінні причин і наслідків екологічної кризи та умови виходу з неї, знанні екологічних законів; раціональному використанні природних ресурсів, охороні і збереженні довкілля. Основним напрямом реформування екологічної освіти є зміна спрямування зусиль із формування знань і вмінь на формування екологічної компетентності. Екологічна освіта і виховання мають орієнтуватись на активну взаємодію людини з природою, побудовану на науковій основі, на оцінюванні людини як частини природи. Екологічна компетентність виявляється в систематичному прийнятті рішень щодо врахування екологічних наслідків власної діяльності, що чинить певний вплив на довкілля. Є безпосередній зв'язок учнів з їхньою екологічною компетентністю, який здійснюється на основі засвоєння ними цілісних екологічних знань, пов'язаних із застосуванням загальних закономірностей природи, законів довкілля під час вивчення всіх навчальних дисциплін і сприяє вихованню громадян із високим рівнем екологічних знань, екологічної компетентності, свідомості і культури на основі нових критеріїв оцінювання взаємовідносин людського суспільства й природи. *Ключові слова:* компетентність, екологічна компетентність, екологічна освіта.

**Form of ecologic competence, which is one of the most up-to-date records of the current state of affairs. Liulenko S., Moroz L., Podzerei R.**

The article considers and analyzes the acquisition of ecological competence by students, the application of general laws of nature, environmental laws, which promotes education of citizens with a high level of environmental knowledge, environmental competence, consciousness and culture on the basis of new criteria for assessing the relationship of human society. Building ecological competence is one of the tasks of the educational system, which is carried out in the process of ecological preparation. Since environmental competence is an element of vital competence, the process of its formation must be multifaceted and involve the interaction of education institutions, families and society. Ecological competence lies in awareness of the ecological state of the planet, state, and region; understanding of the causes and consequences of the ecological crisis and conditions for its exit, knowledge of environmental laws; rational use of natural resources, protection and preservation of the environment. The main focus of environmental education reform is to shift the focus on knowledge-building and environmental competency building. Environmental education and education should focus on the active interaction of man with nature, built on a scientific basis, on the assessment of man as part of nature. There is a direct connection of students with their environmental competence, which is based on the assimilation of holistic ecological knowledge related to the application of general laws of nature, environmental laws in the study of all academic disciplines and contributes to the education of citizens with a high level of environmental knowledge, environmental competence, consciousness and culture based on new criteria for assessing the relationship between human society and nature. *Key words:* competence, environmental competence, environmental education.

**Постановка проблеми.** У сучасних умовах розвитку людської цивілізації надзвичайно важливим є набуття учнями екологічної компетентності, при цьому головну роль відіграє саме школа, адже саме в цей віковий період відбувається становлення знань, вмінь і навичок у сфері екологічної освіти, діяльності та культури. Велике значення в подоланні екологічної кризи, на думку науковців, належить освіті й педагогіці, що покликані формувати екологічну культуру, екологічні знання, екологічне мислення і свідомість.

Одним із актуальних запитів сучасного суспільства є підвищення екологічної грамотності учнів і забезпечення гармонізації стосунків суспільства та природи в контексті раціонального природокористування, що можливе за умови набуття учнями екологічної культури та екологічної компетентності.

Становлення України в сучасному міжнародному освітньому просторі неможливе без екологізації освіти. У нашій країні прийнято «Концепцію екологічної освіти», згідно з якою державна політика в галузі екологічної освіти повинна базуватися на



принципах «поширення системи екологічної освіти і виховання на всі верстви населення з урахуванням індивідуальних інтересів, неперервності процесу екологічного навчання в системі освіти» [2].

**Актуальність дослідження.** Головну роль у процесі набуття учнями екологічної компетентності відіграє школа, адже саме в цей віковий період відбувається формування основ екологічної культури, екологічного мислення, цілісного світогляду, системи переконань, що здійснюють вплив на потреби і прагнення людини. Діти набувають умінь аргументувати свої судження, доводити істинність чи помилковість окремих положень, робити висновки й узагальнення, у них розвивається критичність мислення. Усе це впливає на становлення особистості підлітка, формування екологічної компетентності й екологічного складника наукової картини світу та вироблення відповідальної поведінки у взаєминах із природою. Розв'язання проблеми формування екологічної компетентності, цілісності знань учнів про природу, екологічного складника наукової картини світу має державне значення, а природнича освіта становить основу образу світу людини, підготовки репродуктивних сил суспільства до оволодіння наукоємними технологіями, підвищення конкурентної здатності держави на світовому ринку.

Саме тому провідною в сучасній психолого-педагогічній науці стає проблема формування екологічно компетентної особистості як складника життєвої компетентності.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** У сучасній науковій психолого-педагогічній літературі накопичено досить інформації, що дає можливість аналізувати сутність компетентісно зорієнтованого навчання і поняття «компетентність». Це інтегроване поняття охоплює не тільки знання, вміння і навички, але й мотиваційні, етичні, соціальні і поведінкові складники, спроможність виконання дій у певній сфері, конкретній соціально-практичній ситуації.

Різноманітним аспектам формування екологічної компетентності та дослідженню її складників присвячено багато праць вітчизняних і зарубіжних учених.

Основні підходи до формування екологічної компетентності, з'ясування її сутності визначено в працях О. Гуренко, О. Колонькової, Н. Пустовіт, Л. Титаренко, С. Шмалей та інших. Дослідження змісту та визначення принципів, за якими відбувається їхнє формування, зазначено у працях В. Маршицької, О. Пруцакової, Н. Пустовіт, Л. Руденко та інших [4].

Структуру поняття екологічна компетентність визначено у працях В. Даниленкової, Д. Єрмакова, А. Захлебного, Н. Олійник, А. Рябова, В. Шарко.

Теоретичні основи компетентісного підходу в освіті, його використання, сферу застосування, особливості реалізації на різних рівнях і профілях освіти розглянуто в працях таких учених, як В. Болотов, А. Вербицький, Н. Король, О. Овчарук, О. Онопрієнко, О. Савченко, С. Трофименко. Дослідники доводять,

що формування загальної компетентності людини є сукупністю ключових компетентностей, інтегрованою характеристикою особистості. Така характеристика має сформуватися в процесі навчання і містити знання, вміння, ставлення, досвід діяльності й поведінкові моделі особистості [5].

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** Формування екологічної компетентності учнів є досить непростим процесом, але водночас надзвичайно важливим, а одним із актуальних запитів сучасного суспільства є підвищення екологічної грамотності учнів і забезпечення гармонізації стосунків суспільства та природи в контексті раціонального природокористування, що можливе за умови набуття учнями екологічної культури та екологічної компетентності.

**Метою статті** є аналіз основних проблем формування екологічної компетентності учнів, що виникають під час реалізації концепції неперервної екологічної освіти, обґрунтування можливих шляхів покращення взаємодії системи людини і природи з метою формування екологічної компетентності громадян.

**Виклад основного матеріалу.** У сучасних умовах розвитку суспільного життя і загрози екологічної кризи надзвичайно важливим є формування екологічної компетентності учнів та набуття знань, вмінь і навичок.

Компетентність пов'язують не лише з підготовленістю і здатністю людини до практичного вирішення екологічних завдань, але й наявністю у неї низки особистісних якостей у поєднанні з необхідним обсягом знань і вмінь ефективно діяти в проблемних ситуаціях.

Результатом набуття екологічної компетентності підростаючого покоління є усвідомлення первинності законів природи щодо соціальних законів, розуміння взаємної залежності та впливу суспільства і природи, власної відповідальності за екологічні проблеми не лише свого регіону проживання, а й світу загалом. Усе це впливає на становлення особистості підлітка, вироблення свого власного стилю поведінки у взаємовідносинах із природою.

Основою екологічної компетентності є екологічні знання, досвід практичної діяльності в довкіллі. Набуті екологічні знання є власним надбанням особистості, що формуються під впливом екологічної інформації, яку учні отримують на заняттях із природничих предметів, а саме – біології. Адже з усіх природничих наук саме біологія має з екологією найбільш тісні зв'язки.

Сьогодні єдиного підходу до визначення поняття екологічної компетентності немає. Зокрема, на думку Л. Титаренко, на відміну від екологічної культури, яка може мати суспільний і особистісний характер, екологічна компетентність стосується лише особистості [7].

Екологічна компетентність як особистісна характеристика – це здатність індивіда приймати рішення і діяти в життєвих ситуаціях так, щоб завдавати довкіллю якомога меншої шкоди.

Для формування екологічної компетентності А. Захлебний рекомендував дотримуватися принципів екологічної освіти та виховання:

взаємозв'язок глобального, національного та краєзнавчого підходів;

- принцип співпраці;
- принцип прогностичності;
- принцип міждисциплінарності;
- принцип єдності теорії і практики;
- принцип безперервності;
- єдність інтелектуального й емоційного сприймання навколишньої дійсності у практичній діяльності з її збереження, догляду за нею і поліпшення її якісного та кількісного складу.

Як правило, у психолого-педагогічній літературі екологічну компетентність пов'язують із набуттям учнями:

а) системи знань про навколишнє середовище (соціальне і природне у їхньому взаємозв'язку і взаємозалежності);

б) практичного досвіду використання знань для вирішення екологічних проблем на локальному й регіональному рівнях;

в) прогнозування відповідної поведінки й діяльності у професійній сфері й побуті;

г) потреби спілкування з природою та бажання брати участь в її відновленні та збереженні [3].

Сучасна екологічна освіта зазнає певних змін, спрямованих на формування якостей особистості, які ґрунтуються на вміннях свідомо застосовувати набуті знання на практиці. Узагальнену сукупність таких якостей прийнято визначати поняттям «компетентність». У дослідженні О. Гуренкової йдеться про необхідність формування компетентної особистості, яка не тільки володіє знаннями, набутими в процесі навчання у вищому навчальному закладі, а вмє адекватно діяти у відповідних виробничих і побутових ситуаціях, передбачати та прогнозувати наслідки своєї діяльності, зокрема, у навколишньому середовищі.

О. Колонькова говорить про екологічну компетентність як систему знань, умінь і навичок у сфері екологічної діяльності, що відповідають внутрішній позиції та забезпечують кваліфіковане розв'язання екологічно небезпечних ситуацій, спостереження та контроль за дотриманням екологічних вимог у різних сферах життєдіяльності згідно з екологічним законодавством України [1].

На думку С. Шмалей, екологічна компетентність – це інтегральний розвиток особистості, що об'єднує нормативний, когнітивний, емоційно-мотиваційний і практичний компоненти та забезпечує здатність виокремлювати, розуміти, оцінювати сучасні екологічні процеси, спрямовані на забез-

печення екологічної рівноваги та раціонального природокористування [8].

У психолого-педагогічній літературі екологічну компетентність пов'язують із набуттям учнями системи знань про навколишнє середовище, практичного досвіду використання знань для вирішення екологічних проблем на локальному й регіональному рівнях, прогнозуванням відповідної поведінки й діяльності у професійній сфері й побуті, потребою спілкування з природою та бажанням брати участь в її відновленні та збереженні.

Сучасній українській школі потрібен компетентний учитель, який не лише володіє глибокими теоретичними знаннями, а і здатний самостійно застосовувати їх у нестандартних, постійно змінюваних життєвих ситуаціях.

Аналіз навчальних програм, проведений О. Пруцаковою та Н. Пустовіт, показав, що серед природничих дисциплін біологія має досить вагоме значення щодо можливості формування екологічної компетентності школярів.

Установлено, що найпоширенішими формами екологічної освіти в школах під час урочної діяльності є такі: інтегровані уроки, уроки-подорожі, уроки-експедиції, лекції, конференції, семінарські заняття, дискусії, екскурсії, екологічні ігри, кіноуроки, розроблення екологічних проєктів, заняття з використанням сучасних інформаційних і телекомунікаційних технологій в Інтернеті, мультимедійних та інтерактивних технологій.

Під час вивчення біології висвітлюється низка понять, які є спільними для біології та екології: вид, популяція, біоценоз, біогеоценоз, екосистема, біосфера, продуценти, консументи, редуценти, симбіоз, коменсалізм, мутуалізм, біотичні, абіотичні, антропогенні фактори.

На розвиток екологічної компетентності учнів під час вивчення біології впливають три взаємопов'язані складники: екологічні знання, екологічні переконання, екологічна діяльність.

Перший складник – накопичення екологічних знань – передбачає: дослідження учнями досвіду природоохоронної роботи (анкети, інтерв'ю, бесіди, випуск екологічних газет); оволодіння знаннями про екологічну обстановку в Україні (екскурсії, відеофільми); ознайомлення з інформацією про охорону рослин і тварин (екопрогулянки, екопоходи по околицях, зустрічі з екологами).

Другий складник – становлення екологічних переконань. Через диспути, обговорення, дискусії, конференції, утвердження власної позиції у класі, за допомогою конкретних справ, пов'язаних з екологією, формується переконання в тому, що до природи треба ставитися відповідально, берегти все живе; розв'язувати екологічні проблеми можна тільки спільними зусиллями, на основі знань законів природи.

Третій складник – екологічна діяльність, що передбачає:

– природоохоронну діяльність (догляд за кімнатними рослинами, клумбами біля школи, конкретна трудова діяльність під час екодесантів – розчищення парків, скверів мікрорайону); екологічна розвідка околиць, прокладання та оформлення екологічних стежок.

– пропагандистську діяльність (розповіді про природу рідного краю, проведення бесід із молодшими школярами про те, що конкретно і як треба охороняти в природі; складання пам'яток, екологічних анкет, газет, інформаційних листівок; ведення екологічного щоденника).

– ігрові форми діяльності (конкурси, турніри, конкурси-аукціони, науково-фантастичні проекти з охорони навколишнього середовища, турнір знавців природи, конкурс розповідей про рослини, тварини; вікторини, ігри-екскурсії) [6].

Вивчення літератури з проблеми екологічної компетентності дало змогу також встановити, що науковці виділяють три компоненти екологічної компетентності, які можна формувати в загальноосвітніх закладах на уроках біології, зокрема: особистісний, когнітивний, діяльнісний.

Особистісний компонент спрямований на усвідомлення себе частиною природи через формування екопсихологічної свідомості, забезпечує усвідомлення необхідності ведення здорового способу життя та його ролі для саморозвитку й самореалізації особистості, сприяє формуванню особистісної компетентності школярів; забезпечує усвідомлення учнями сутності людини, норм її поведінки.

Когнітивний компонент лежить в основі екологічного світогляду і виражається у світосприйнятті, світовідчутті й світорозумінні людини.

Діяльнісний компонент забезпечує опанування учнем світоглядних знань у процесі формування природничо-наукової картини світу на основі наукових знань про природу, які є основою для формування екологічної компетентності школярів.

Підсумовуючи, зазначимо, що в теперішніх умовах вирішення екологічних проблем є найбільш пріоритетним для збереження життя на Землі. Саме тому формування екологічної компетентності учнів є одним із найважливіших завдань.

**Головні висновки.** Основним напрямом реформування екологічної освіти є зміна спрямування зусиль із формування знань і вмінь на формування екологічної компетентності. Екологічна освіта і виховання мають орієнтуватись на активну взаємодію людини з природою, побудовану на науковій основі, на оцінюванні людини як частини природи.

Є безпосередній зв'язок учнів з їхньою екологічною компетентністю, який здійснюється на основі засвоєння ними цілісних екологічних знань, пов'язаних із застосуванням загальних закономірностей природи, законів довкілля під час вивчення всіх навчальних дисциплін і сприяє вихованню громадян із високим рівнем екологічних знань, екологічної компетентності, свідомості і культури на основі нових критеріїв оцінювання взаємовідносин людського суспільства й природи.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Перспективи подальших пошуків у зазначеному напрямі дослідження вбачаються у розробленні методики формування екологічних компетентностей учнів під час вивчення конкретних тем шкільного курсу біології.

#### Література

1. Колонькова О.О. Формування екологічної компетентності старшокласників засобами дистанційної освіти. *Теоретико-методичні проблеми виховання дітей та учнівської молоді* : зб. наук. праць. Кам'янець-Подільський, 2007. Вип. 10. Т. 1. С. 379–387.
2. Концепція екологічної освіти України. *Інформаційний збірник Міністерства освіти і науки України*. 2002. № 7.
3. Лукашенко Т.Ф. Екологічна компетентність як важливий чинник професіоналізму студентів. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України*. Серія : «Педагогіка. Психологія. Філософія». Київ, 2013. Вип. 192. Ч. 2. С. 349–355.
4. Маршицька В.В. Сутнісні характеристики екологічної компетентності учнів початкової школи. *Теоретико-методичні проблеми виховання дітей та учнівської молоді* : зб. наук. праць. Київ, 2005. Кн. 2. Вип. 8. С. 20–24.
5. Овчарук О.В. Компетентність як ключ до оновлення змісту освіти. Стратегія реформування освіти в Україні: рекомендації до освітньої політики. Київ : К.І.С., 2003. 296 с.
6. Прокопенко О.В. Екологічне виховання у процесі вивчення біології. *Рідна школа*. 2005. № 3. С. 72–75.
7. Титаренко Л.М. Формування екологічної компетентності студентів біологічних спеціальностей університету : автореф. дис. ... канд. пед. наук : 13.00.04. Київ, 2007. 22 с.
8. Шмалей С.В. Система екологічної освіти в загальноосвітній школі в процесі вивчення предметів природничо-наукового циклу : дис. докт. пед. наук : 13.00.01. Київ, 2005. 479 с.

---

# ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ

---

УДК 528.94

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.4>

## КАРТОГРАФУВАННЯ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ

Бондар О.І.<sup>1</sup>, Фінін Г.С.<sup>1</sup>, Шевченко Р.Ю.<sup>1</sup>, Копиленко О.Л.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління  
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ,  
azimut90@ukr.net

<sup>2</sup>Інститут законодавства Верховної Ради України  
Несторівський провулок, 4, 02000, Київ

Уперше проведено якісний і кількісний аналіз картографічних моделей, документів і творів, що відображають проблему екологічної та ядерної безпеки території Чорнобильської зони відчуження та її вплив на глобальне навколишнє природне середовище Землі. Виокремлено періоди актуалізації та тематичне спрямування спеціалізованого екологічного картографування наслідків Чорнобильської катастрофи. Уперше приділено увагу картам у засобах масової інформації, неурядових екологічних організацій, ентузіастів, які представили власні та корпоративні дані про екологічний стан зони застосовуючи картографічний метод дослідження. Це став новий напрям еколого-природоохоронного проблемно-орієнтованого картографування, що виник в Україні із 1986 р. Публікація цих карт започаткувала в 1990–2000-х рр. похідний напрям уже геоінформаційного проблемно-орієнтованого картографування території України та суміжних країн від наслідків аварії та оцінки впливу катастрофи на довкілля-простір. Зазначається, що найпопулярнішими серед населення і водночас найбільш проєктувальними онлайн-картами є демонстраційні цифрові карти радіаційного забруднення територій, які поширюються в Інтернеті. Вони поступово трансформуються в окремі тематичні карти, карти в атласах різної тематики, на яких лише окованена Чорнобильська зона відчуження. Сьогодні, спеціалізовані карти зони відчуження продовжують укладати спеціальні фахові організації та установи. Зараз проблема забезпечення управління екологічною безпекою картографічними засобами ГІС знову стає актуальною та затребуваною в системі екологічного моніторингу та для новітнього напрямку господарської діяльності – потреб організації еколого-туристичного забезпечення. Автором проведений структурний аналіз тематичного еколого-природоохоронного змісту відповідних схем, планів, карт та атласів. В результаті чого розроблені класифікаційні ознаки інформаційних блоків картографічних даних про наслідки аварії. Представлена схема класифікації ретроспективних та сучасних картографічних моделей стану довкілля-простору Чорнобильської зони відчуження взагалі та території України зокрема. Представлені сучасні актуальні напрямки екологічного картографування радіаційного забруднення території України з урахуванням сучасних природно-техногенних і соціально-економічних проблем. *Ключові слова:* екологічне картографування, карти забруднення, радіаційне забруднення, картографічні документи, довкілля.

### Mapping of radiation pollution on the territory of Ukraine. Bondar O., Finin G., Shevchenko R.

For the first time, a qualitative and quantitative analysis of cartographic models, documents and works that reflect the problem of environmental and nuclear safety of the Chernobyl Exclusion Zone and its impact on the global environment of the Earth. The periods of actualization and thematic direction of specialized ecological mapping of the consequences of the Chernobyl catastrophe are singled out. For the first time, attention was paid to maps in the media, non-governmental environmental organizations, enthusiasts who presented their own and corporate data on the ecological condition of the area using the cartographic method of research. This became a new direction of ecological and nature-oriented problem-oriented mapping, which emerged in Ukraine in 1986. The publication of these maps began in the 1990–2000s. the impact of the disaster on the environment-space. It is noted that the most popular among the population and at the same time the most brief online maps are demonstration digital maps of radiation pollution of territories, which are distributed on the Internet. They are gradually transformed into separate thematic maps, maps in atlases of various subjects, on which only the Chernobyl Exclusion Zone is outlined. Today, specialized maps of the exclusion zone continue to be compiled by special professional organizations and institutions. Now the problem of ensuring the management of environmental safety of cartographic GIS tools is again relevant and in demand in the system of environmental monitoring and for the latest area of economic activity – the needs of the organization of environmental tourism. The author conducted a structural analysis of the thematic ecological and environmental content of the relevant schemes, plans, maps and atlases. As a result, classification features of information blocks of cartographic data on the consequences of the accident have been developed. The scheme of classification of retrospective and modern cartographic models of the state of the environment-space of the Chernobyl Exclusion Zone in general and the territory of Ukraine in particular is presented. Modern topical directions of ecological mapping of radiation pollution of the territory of Ukraine taking into account modern natural-technogenic and social-economic problems are presented. *Key words:* ecological mapping, pollution maps, radiation pollution, mapping documents, environment.

**Постановка проблеми.** Картографування радіаційного забруднення території України стало наслідком аварії на Чорнобильській АЕС. Чорнобильська катастрофа, тобто аварія на четвертому блоці Чорнобильської атомної станції, яка сталася вночі 26 квітня 1986 р., поступово стає надбанням історії,

а про її наслідки згадується лише у зв'язку із проблемами атомної енергетики та річниці події. Але залишаються карти, які є красномовними свідками реакції суспільства та доквілля на цю масштабну тоді подію і які всебічно відображують її різноманітні аспекти. Ці карти й досі залишаються достовірними документами доби Чорнобиля. Відтоді радіоекологічне картографування набуває одне із актуальних напрямків еколого-географічного та природоохоронного моніторингового дослідження. Відповідні карти, як геоінформаційні моделі надають вичерпну інформацію про наслідки забруднень, патогенний вплив на здоров'я населення України. Але поряд із цим в останній час кількість створених відповідних тематичних карт та їх змістовний аналіз вказує на поступове послаблення інтересу суспільства до цієї події, адже час плине і постають нові актуальні завдання моніторингу доквілля.

Незважаючи на те, що карти чорнобильської тематики укладались та видавались різними відомствами, вони утворюють потужний пласт перших достовірних картографічних документів про доквілля-простір Чорнобильської зони відчуження та започаткували розроблення комплексної методики картографування радіаційного забруднення території України.

**Актуальність дослідження.** Відповідні картографічні документи в системі екологічного обсерваційного рекогносцирувального моніторингу доквілля-простору досі залишаються малодослідженими системно з точки зору розробки картографічного аудиту тематичного змісту відповідних моделей доквілля-простору. Сьогодні важливою проблемою стає укладання геоінформаційної карти радіаційного забруднення території України або комплексної атласної карто інформаційної системи радіоекологічного моніторингу.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Напрямок відповідного екологічного дослідження був започаткований Шевченком В.О. в НДЛ «Картографії та геоінформатики» КНУ ім. Т. Шевченка. Ним зазначено, що наявні картографічні твори, переважно у вигляді картосхем та вкрай рідко у вигляді серії карт, карт у деяких атласах, а також у міжвідомчих періодичних фахових виданнях, наукових звітах, дисертаційних дослідженнях, дають можливість проаналізувати тематику таких вишукувань за весь попередній період [6].

На основі дослідження відповідних методик визначаються неточності в технології картографування та похибки у способах та прийомах картографічного зображення радіаційної ситуації, що необхідно враховувати під час укладання сучасної інтерактивної карти радіаційного забруднення [1–5].

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** Необхідним постає потреба в узагальненні розвитку методик картографічного відображення радіаційного забруднення наслідків Чорнобильської

катастрофи на всій території України та суміжних країв та областей дотичних до державного кордону інших країн. Відображення на картографічній моделі наслідків на основі аналізу доступних матеріалів та особистих спостережень.

Окремі спроби аудиту були зроблені в перші роки після аварії. І це потребує поновлення та продовження їх подальшого поглибленого вивчення із напрямку тематичного спеціалізованого картографування доквілля-простору України.

**Новизна.** Вперше проведено хронологічний аналіз видання картографічних творів про радіаційне забруднення Чорнобильської зони відчуження та сучасних радіоекологічних карт. Проведено класифікацію карт радіоекологічної тематики, їх призначення та особливості їх використання в екологічному моніторингу.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Для потреб екологічного моніторингу зони відчуження та державного радіологічного моніторингу території України, відповідні карти відіграють важливе геоінформаційне значення для ретроспективного та поточного обсерваційного моніторингу. На їх основі розробляються перспективні проекти природоохоронних заходів та управлінням у сфері екологічної безпеки.

**Виклад основного матеріалу.** Карти радіаційного роекту ва Чорнобильської зони відчуження та радіоекологічні карти України – це специфічний різновид картографічних творів про навколишнє середовище, які віддзеркалюють не лише стан доквілля-простору, а й проблеми, що пов'язані із результатами регіональної економічної, екологічної та соціальної політики держави під впливом іонізуючого радіаційного випромінювання на біоту.

Виходячи із призначення та способів поширення картографічних матеріалів про різні аспекти Чорнобильської катастрофи та її вплив на доквілля України за більше ніж 34-х річний період, який минув після цієї події, можна умовно виділити такі геохронологічні проміжки в історії радіоекологічного картографування території України.

**1986–1990 рр. Рукописні карти.** Перші карти, пов'язані з Чорнобильською аварією, як свідчать документальні матеріали, з'явилися уже на другу добу після вибуху – 27 квітня 1986 р. Вони являли собою схематичні рукописні карти поширення радіоактивної хмари, які разом з іншими документами, поспіхом підготовленими Держкомгідрометом СРСР, було передано у розпорядження вищого керівництва тої держави.

Починаючи з травня 1986 р., такі карти укладались на основі аерокосмічної дистанційної  $\gamma$ -зйомки зони, безпосередньо прилеглої до АЕС. Вони відображали рівні радіаційного забруднення та ізотопний склад забруднювачів місцевості. Такі карти (або ж їх фрагменти) щоденно передавались до Державної комісії з ліквідації аварії, а пізніше (починаючи з червня) –

і до місцевих органів влади. Карти використовувалися також для вирішення питань про відселення мешканців 30-кілометрової зони. Їх виготовляли шляхом нанесення ізоліній та інших позначок на топографічні та політико-адміністративні карти (рис. 1).

У травні-липні 1986 р. В рамках діяльності Оперативної комісії Президії АН УРСР з ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС виконувались, зокрема, картометричні роботи (за топографічними картами масштабу 1 : 25 000 та інших) з вичленення басейнів річок, які знаходяться в межах досяжності згубного впливу аварії [3].

Упродовж липня – серпня Державне виробниче об'єднання «Кіровогеологія» виконало аерокосмічну дистанційну  $\gamma$ -зйомку Чорнобильської зони та спектрометричне знімання значної частини України, за результатами якої було складено карту радіонуклідного забруднення території цезієм-137. Тоді ж фахівцями союзного військового відомства та Інститутом атомної енергії імені І.В. Курчатова було виготовлено карту радіонуклідного забруднення прилеглої до ЧАЕС території України, Білорусі та Росії (рис. 2).

Першою картою, опублікованою за межами тогочасного Радянського Союзу з чорнобильської проблематики, вважається досить детальна карта випадіння радіонуклідних опадів у Швеції. Вона з'явилася вже у травні 1986 р. Відтоді в багатьох країнах Європи публікувалися карти випадіння різних ізотопів, карти рівнів забруднення продуктів харчування та доз опромінення населення [4].

У період 1986–1990 рр. спеціалісти державних виробничих об'єднань «Невскгеологія», «Аерогеологія», «Північзахідгеологія» на основі аерокосмічної дистанційної  $\gamma$ -зйомки створили карти цезійового забруднення земної поверхні масштабу 1 : 1 000 000, 1 : 200 000 та більше на територію України, Білорусі та Росії (понад 1,2 млн км<sup>2</sup>). Подібні карти у масштабі 1 : 500 000 та більше у цей же період підготували у тресті «Укргеологія» Мінгеології СРСР на основі радіогеохімічного знімання. Їх згодом використовували для створення інших карт похідної екологічної тематики.

**1989–1992 рр. Газетні карти.** Першою радянською картою, пов'язаною із чорнобильською тематикою, можна вважати карту, опубліковану

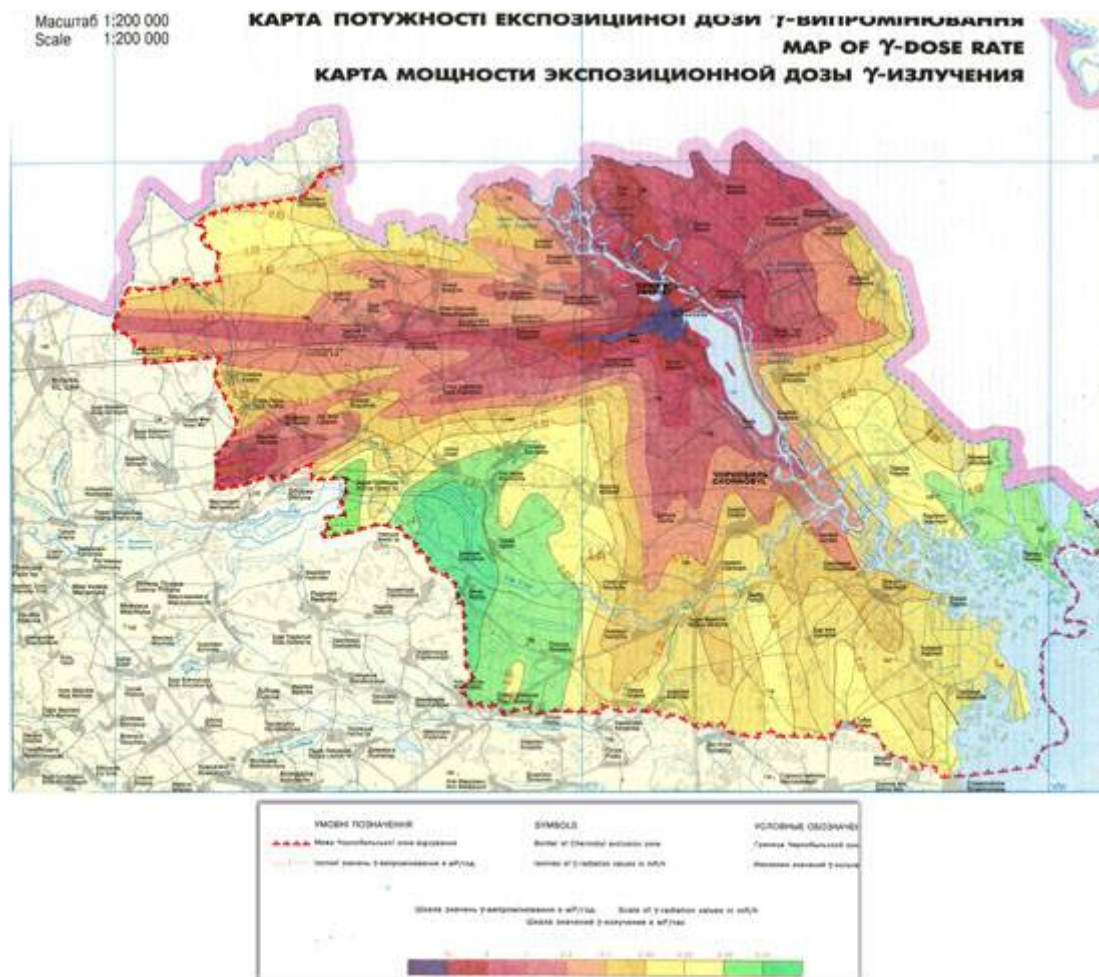


Рис. 1. Карта проєктів, яка укладалась на основі аерокосмічної дистанційної  $\gamma$ -зйомки зони, безпосередньо прилеглої до АЕС (Атлас Чорнобильської зони відчуження, 1996 р.) [1]

на шпальтах газети «Комсомольское знамя» за 3 лютого 1987 р. Під назвою «Адреса трудової слави». На ній відображено всесоюзні ударні будови, у т.ч. й новозбудоване місто енергетиків Славутич.

Перша карта в засобах масової інформації СРСР, яка безпосередньо пов'язана з аварією, з'явилась на початку 1989 р. Її надрукувала білоруська «Сельська газета» від 9 лютого 1989 р. Під рубрикою «Тисяча діб після Чорнобиля». Це дрібномасштабна карта території Білорусі з виділенням плям випадіння радіонуклідів та фрагменти великомасштабної карти із позначенням радіоактивних зон різного режиму (постійного контролю, відселення, відчуження). Від цього моменту карти, пов'язані з радіонуклідним забрудненням унаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, почали публікувати газети різних рівнів (загальносоюзні, республіканські, обласні, районні, міські). «Пік» таких газетних публікацій припадає на наступні тисячу днів (три роки) [4].

Аналіз 80-ти подібних публікацій того періоду (починаючи з лютого 1989 р. і закінчуючи квітнем 1992 р.) дає змогу виділити групи «чорнобильських»

газетних карт за тематикою. При цьому варто зауважити, що ніколи в одній газеті того часу не було такої кількості екологічних карт. До недоліків можна зазначити, що існувала практика передруку карт із заздалегідь створеними навмисно помилками (практика картографування території СРСР під час «холодної війни») [4].

Найпоширенішою тоді була «Карта радіаційної обстановки на території Української РСР станом на 1 січня 1991 р.» масштабу 1 : 500 000, що відбиває щільність забруднення території цезієм-137, опубліковану в газеті «Радянська Україна» (у числах 14-19.02.1991 р.). Згодом її продублювали інші республіканські газети.

Більшість (понад 70 % від проаналізованих) становлять карти ізоліній та ареалів радіоактивного забруднення території окремими радіонуклідами та проєктів забруднення, близько 20 % – карти зонування території за можливістю збору та заготівлі лісових харчових продуктів (грибів та ягід), а також лікарських трав. Кілька великомасштабних карт відображають цезійове забруднення поверхневих вод, зокрема Київського та Канівського водосховищ.

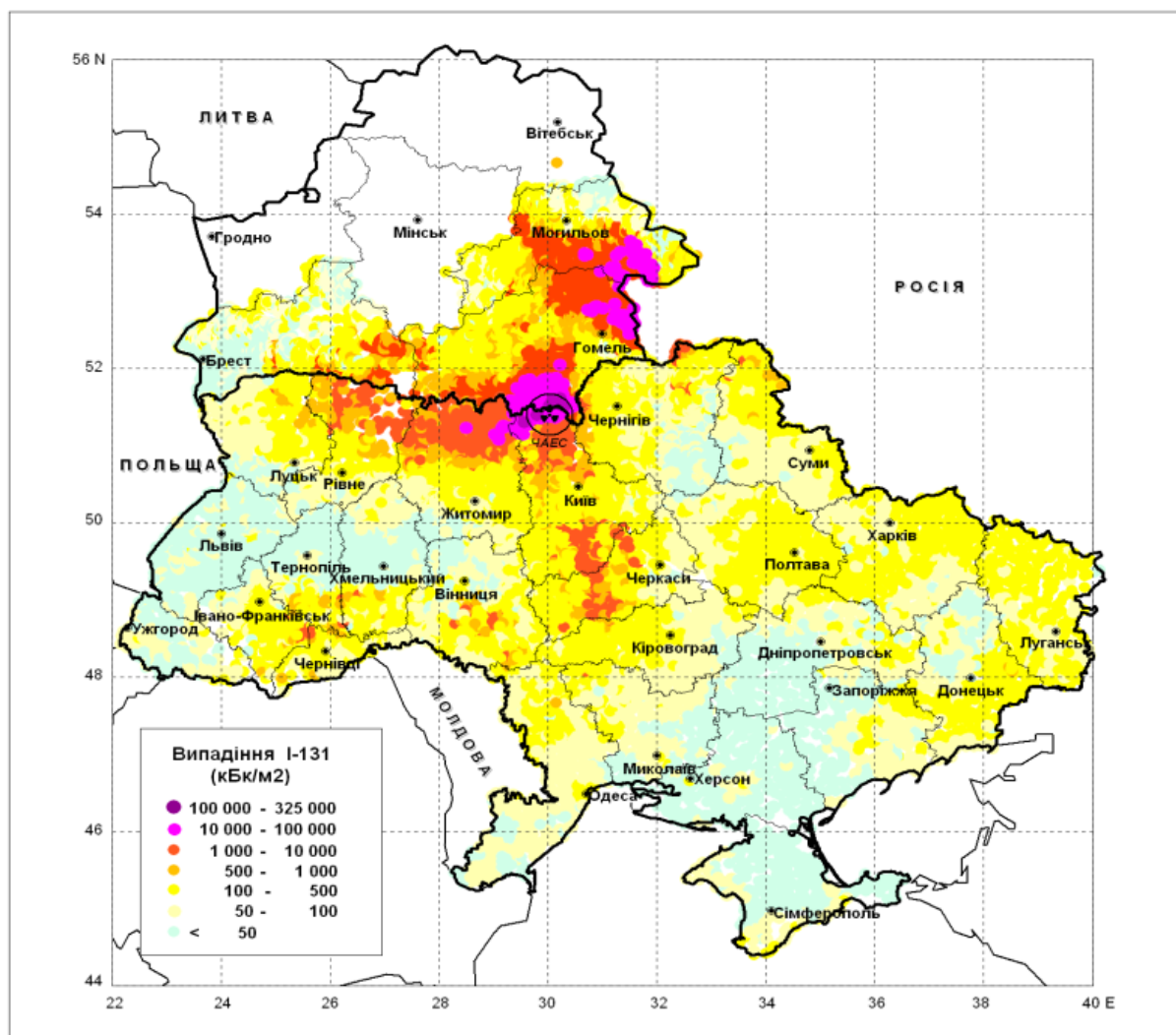


Рис. 2. Радіаційне забруднення від Чорнобильської аварії, 1986 р. (сучасна електронна версія)

Варто зазначити, що майже на всіх політико-адміністративних картах, виданих офіційно в цей період, позначалась Чорнобильська зона відчуження.

**1990–1999 рр.** Фахові видані та дослідницькі карти. Окремо видані «чорнобильські» карти відомі з початку 1990-х рр. (однак у «чистому» вигляді такі карти не були поширені). Найпершими з них слід вважати карти стану природи Ленінградської області РФ з виокремленням ділянок радіоактивного забруднення. В Україні це були карти ступенів та причин ураження лісів у зоні безпосередньої близькості до ЧАЕС, рівнів забруднення території України окремими радіонуклідами, зміни ландшафтів Чорнобильської зони [4].

На цей же період припадає більшість створених так званих дослідницьких карт, причому різноманітної тематики, які з різних боків інтерпретують наслідки аварії на ЧАЕС. Найвідоміші з них такі: серія великомасштабних карт на територію Київської області на ландшафтній основі, які оцінюють рух радіонуклідів; карта «Предрасположенность ландшафтов к водному выносу радиоактивных веществ» (Інститут географії НАН України, керівник розробки – В.С. Давидчук); серія з 20-и карт, які передають темпи зростання захворюваності дитячого населення у віці до 14-ти років у районах Житомирської та Київської областей за три післяаварійні роки (автор розробки – О.Г. Рогожин); серія карт захворюваності населення по 12-ти адміністративних одиницях України, Білорусі, Росії, які розташовані в зоні впливу ЧАЕС (автори – А.Є. Присяжнюк, В.О. Шевченко та інші).

У межах «Програми вивчення наслідків Чорнобильської катастрофи та реабілітації території Полісся», яка виконувалась в Інституті географії у 1992–1995 рр., створено рукописний «Радіоекологічний атлас Поліського району», призначений для інформаційного забезпечення вирішення проблем оздоровлення довкілля. Атлас складається з 8-ми розділів, які відображають радіоекологічну ситуацію в зоні відчуження ЧАЕС, імо-

вірність надзвичайних ситуацій в зоні, забруднення компонентів природи, міграційний рух населення, захворюваність населення, моніторингові заходи, використання джерел іонізації.

*Комплексне атласне картографування.* Одним із перших про створення Атласу наслідків Чорнобильської катастрофи заговорив український картограф В.Л. Присєдько. На його думку, структура твору має складатися з таких розділів: «Радіоактивне забруднення 30-кілометрової зони (динаміка інтенсивності забруднення упродовж перших 10-ти днів від початку аварії)», «Радіоактивне забруднення України, Білорусі та Росії», «Радіоактивне забруднення країн Європи та Азії», «Медико-екологічні аспекти наслідків аварії», «Заходи, спрямовані на зниження рівнів радіоактивного забруднення», «Міграція населення».

Фактично першим системним зібранням карт чорнобильської тематики є атлас «Чорнобиль і здоров'я населення України» 1996 р. (газетний варіант). Він складається з 14-ти карт з досить розлогими коментарями, які згруповані у розділи. В науково-популярній формі атлас відтворює комплексну проблему наслідків аварії. Це карти: «Екскурс в історію», «Чорнобиль 1982 р.: щось подібне до вибуху», «Радіонуклідні вітри над світом», «Отруйні потоки в р. Дніпро», «Забруднення стронцієм», «Хвороби дітей», «Перспектива».

У 1992–1999 рр. над чорнобильською проблемою активно працював Науково-інженерний центр радіогідроекологічних полігонних досліджень (НІЦ РПД). Він здійснював картографічний моніторинг стану навколишнього природного середовища Чорнобильської зони відчуження. Центр було започатковано як підрозділ у структурі новоствореного (у 1992 р.) Міністерства України у справах захисту від наслідків Чорнобильської катастрофи (Мінчорнобиль). У 1996 р. НІЦ РПД разом із ліквідованим міністерством був приєднаний до Міністерства з питань надзвичайних ситуацій та у справах захисту від наслідків Чорнобильської катастрофи.



Рис. 3. Науковий картографічний доробок НІЦ РПД (1992–1999 рр.)



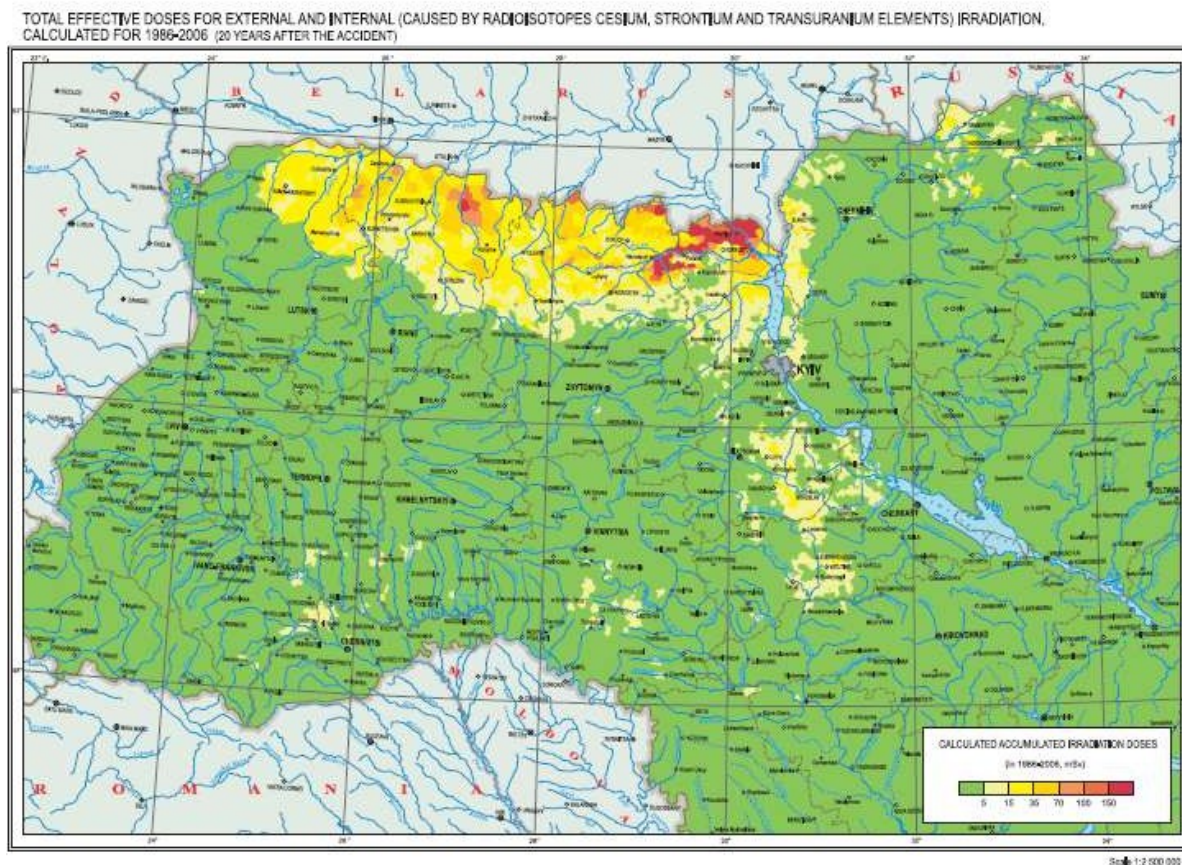


Рис. 4. Карта стану екосистеми під впливом радіаційного опромінення

Одним із важливих результатів досліджень цього центру можна вважати карти чорнобильської тематики. Переважаючий масштаб – 1 : 200 000. Бібліотека умовних знаків в основному ідентична виданим топографічним картам тих же масштабів. Ізолінії із пошаровим фарбуванням – домінуючий картографічний засіб відображення моніторингової інформації. Оригінальним засобом передачі інформації про радіологічне забруднення Центральної Європи стала схема руху радіаційної хмари, побудована за принципом «троянди румбів» [4].

Узагальнену характеристику тематичного картографічного доробку НІЦ РПД передано на рис. 3. Окремі матеріали увійшли до Атласу Чорнобильської зони відчуження, який було видано у 1996 р. Це близько 20-ти карт, згрупованих у такі блоки: метеорологічні умови, забруднення окремими радіонуклідами та промислова зона ЧАЕС. Під час розроблення атласу та підготовки до його видання планувалось, що він відіграватиме роль сигнального, піонерного проекту, так званого малого чорнобильського атласу, попередником і основою більш широкомасштабного проекту – Великого атласу Чорнобильської зони відчуження.

У 1997 р. спеціалісти Міністерства з питань надзвичайних ситуацій України на основі карти радіаційної обстановки масштабу 1 : 100 000, створеної в Білорусі, уклали й видали карту санітарно-захис-

ної зони Чорнобильської АЕС. За матеріалами карти в Інституті сільськогосподарської радіології (м. Київ) у 1999 р. Було укладено і видано англійською мовою топографічну карту масштабу 1 : 200 000 зони відчуження, призначену для іноземного користувача. Аналогічну карту в 2000 р. уклало ДСНВП «Екоцентр». На ній відбито також мережу автоматизованої системи радіаційного контролю. Карту видано у 2002 р. ДНВП «Картографія».

У 1999 р. Після ліквідації НІЦ РПД наукові дослідження зі картографічного вивчення процесів динаміки навколишнього середовища в Чорнобильській зоні відчуження перейшли у відання провідних підрозділів Міністерства з питань надзвичайних ситуацій, зокрема Інституту цивільного захисту (м. Київ).

У 1997–1999 рр. розроблена перша в Україні геоінформаційна система національного рівня радіоекологічного моніторингу. Вона називалася радіоекологічна ГІС (РГІС) і належала до геоінформаційних систем екологічного менеджменту в державному управлінні у сфері екологічної та ядерної безпеки. Її призначенням було оптимальне управління відновленням територій 12 із 25 областей України, що постраждали внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

У 1998–1999 рр. була розроблена і введена в експлуатацію інформаційно-аналітична картографічна система моніторингу радіаційного забруднення території України. Її виробнича компонента і інтегрова-

ний розподілений банк даних об'єднує різнопланову інформацію, що пов'язана з діяльністю з мінімізації наслідків аварії на ЧАЕС. На рис. 4 показана «Карта стану екосистеми», що стали прообразом і основним джерелом описаних далі Атласів радіоактивного забруднення України [2].

На рис. 5 представлено інтерфейс першої радіо-екологічної ГІС.

Атлас радіоактивного забруднення України видано 4 рази у 2002, 2008, 2011, 2014 рр. у двох варіантах – паперовому та електронному, двома мовами – англійською та українською. Структура та вміст цих видань є узгодженими та взаємодоповнюючими.

Перша версія Атласу виготовлялась за наступних умов. За час, що минув після Чорнобильської катастрофи, постала необхідність у виданні, яке б давало загальне уявлення не тільки про поля формування радіоактивного забруднення, а і про вплив іонізуючого випромінювання на здоров'я людей та широкого спектру медичних, демографічних, соціальних та економічних наслідків Чорнобильської катастрофи. Узагальнення інформації не тільки про радіоактивне забруднення території радіонуклідами, а також інформацію про медичні, соціальні та економічні аспекти катастрофи на Чорнобильській АЕС базується на новітніх розробках та дослідженнях, даних та матеріалах, накопичених на протязі багатьох років провідними установами та організаціями України в галузі радіо-екологічного моніторингу.

Паперову версію атласу видано у 2002, 2008, 2011 рр. у вигляді альбому формату А3 загальним обсягом 52 сторінки. Атлас містить 4 розділи, які включають 40 карт та схем, тексти, графіки та діаграми. Карти подаються на територію України в масштабах від 1 : 2 500 000 млн. До 1 : 12 000 000, для окремих територій масштаб збільшено до 1 : 100 000.

Електронні версії Атласу у 2002 і 2008 рр. видано на CD-носіях у вигляді гіпертекстового документа з включенням ActiveX компонентів, що містить інтерактивні карти, тексти, графіки та діаграми, табличну інформацію.

У 2001–2002 рр. під час реалізації TACIS «Вирішення питань реабілітації території та вторинних медичних наслідків Чорнобильської катастрофи» створено диски з нестандартними реалізаціями електронних атласів радіаційного фону та була розроблена перша атласна інформаційна система ENVREG9602ICD [2].

У результаті всіх досліджень створено також численні рукописні карти, частина з яких увійшла до виданого у 2002 р. Атласі «Проблеми Чорнобильської зони», який містить 12 карт, що розкривають такі питання: стан інженерних конструкцій та споруд, інженерно-геологічні та інженерно-гідрогеологічні умови території, екологічна та ядерна безпеки (рис. 6).

У 2002 р. вийшла у світ укладена фахівцями ДСНВП «Екоцентр», Адміністрації зони відчуження та МНС України карта радіонуклідного забруднення

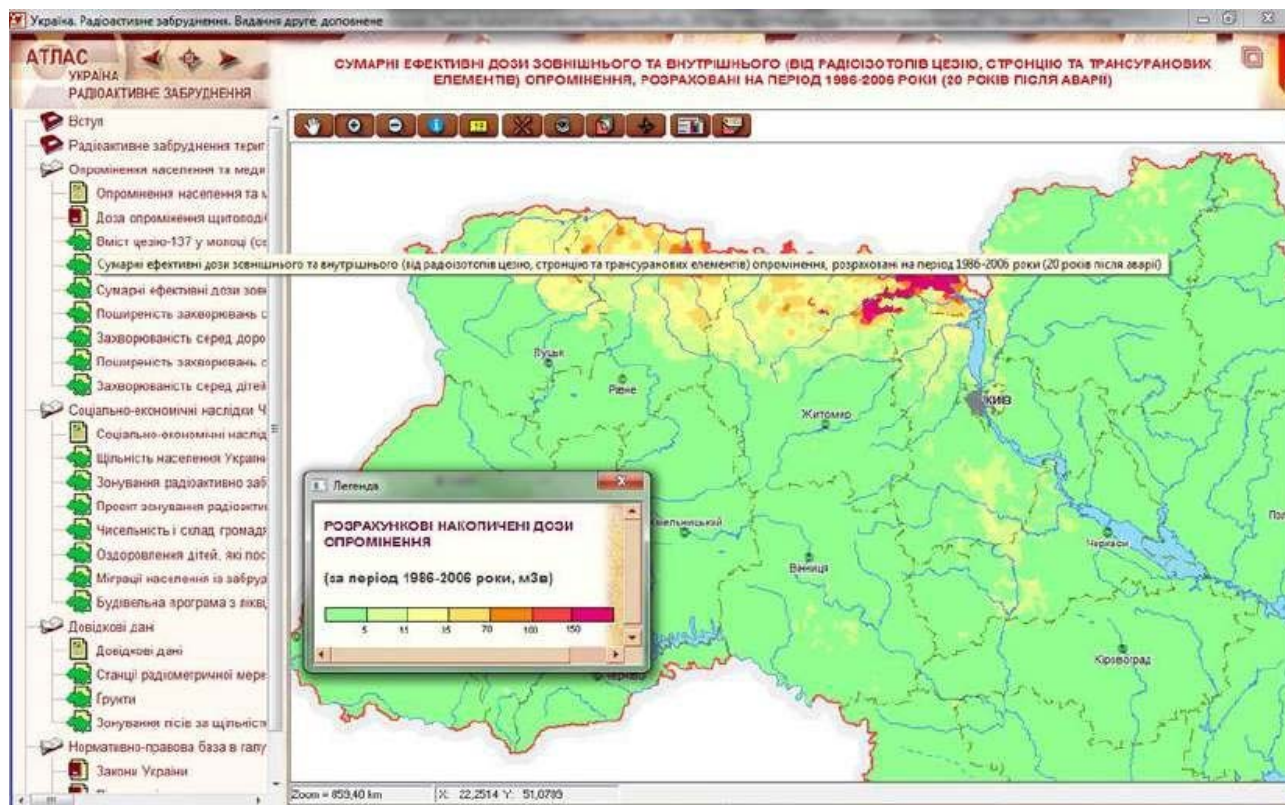


Рис. 5. Інтерфейс користувача електронного варіанта Атласу радіаційних забруднень. 2-е вид. (2008, укр.)

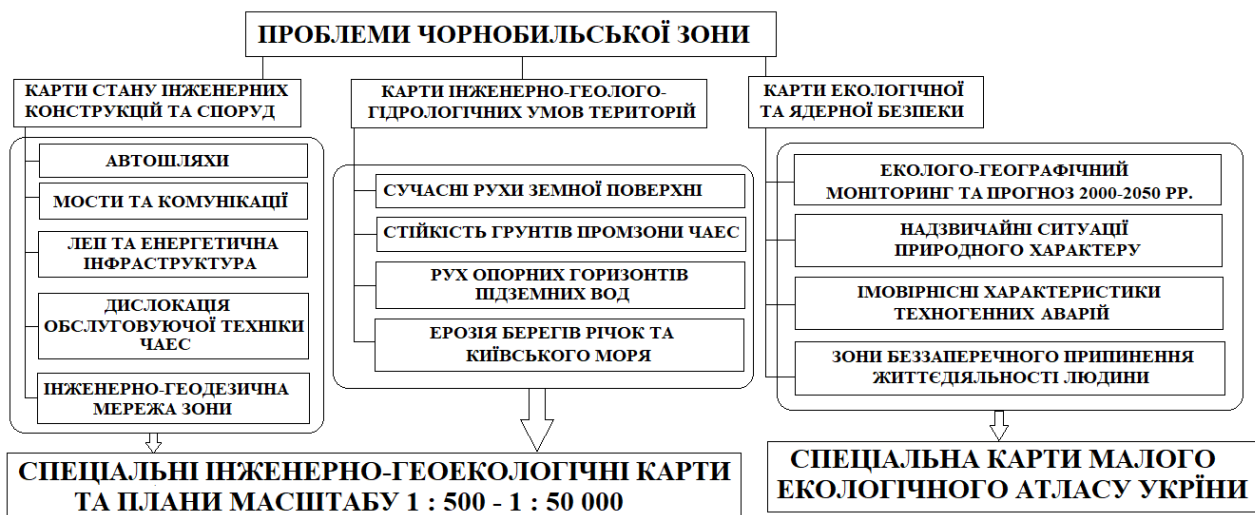


Рис. 6. Сучасні карти чорнобильської тематики

зони відчуження (розробники карти – Н. Нагорський, В. Тепкін та інші).

**2000–2010 рр.** Створення карт пов'язаних із чорнобильською тематикою, здійснюється у трьох напрямках. Перший – це науково-дослідне тематичне картографування спеціальними підрозділами (установами Чорнобильської зони відчуження. Цей напрям характеризується стабільністю у часі та перспективністю стосовно вдосконалення подальших наукових досліджень.

Другий напрям – відображення наслідків Чорнобильської аварії в офіційних (атласах) науково-довідкового та науково-популярного спрямування лише позначенням зони відчуження на деяких картах, які характеризують природу, населення, промисловість. Наприклад, в «Еколого-географічному атласі України» лише на 13-ти картах із 199-ти позначено територію зони відчуження, в Національному атласі України – лише на 9-ти картах із 875-ти.

Третій напрям – умовно-комерційний і найбільш перспективний: він пов'язаний зі створенням карт, призначених для планування заходів використання Чорнобильської зони відчуження для туристичного освоєння, створення сучасної інфраструктури, проведення землевпорядних робіт. Наприклад, у Чорнобильському біосферно-радіаційному заповіднику. У цьому напрямі здійснені лише перші кроки.

**2020 р.** Сучасне картографування. Серед карт інтерактивних, що розміщуються на картографічних ресурсах Інтернету – геопорталах, знайшла місце і чорнобильська тематика. Ці карти мають освітньо-наукове значення і викликані заповнювати наростаючий інформаційний вакуум про найпотужнішу у світовому масштабі катастрофу другої половини ХХ ст.

Рис. 7. Геопортал про Чорнобильську зону на сайті компанії TVIS [2]

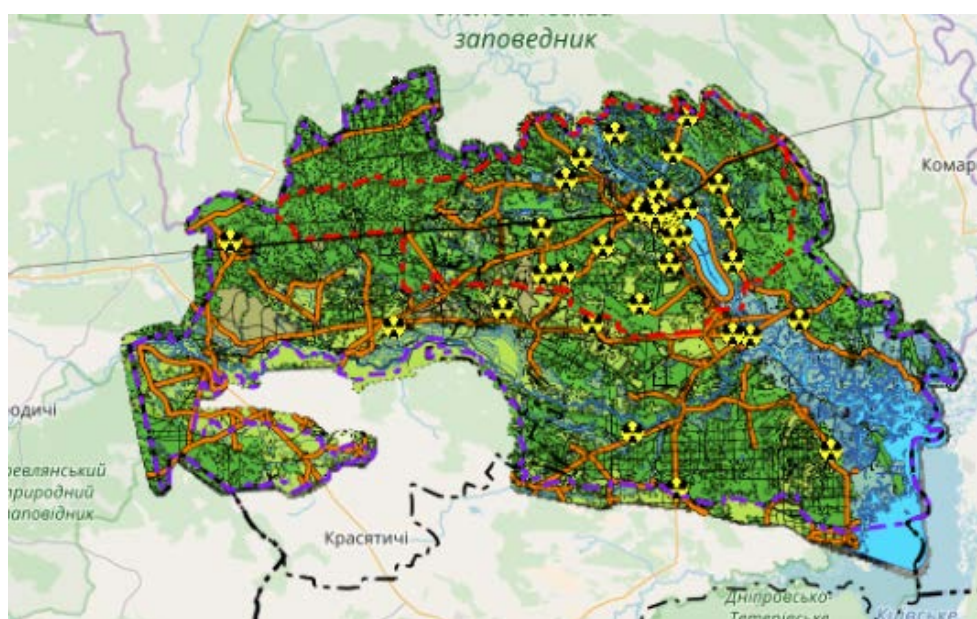


Рис. 7. Геопортал про Чорнобильську зону на сайті компанії TVIS [2]

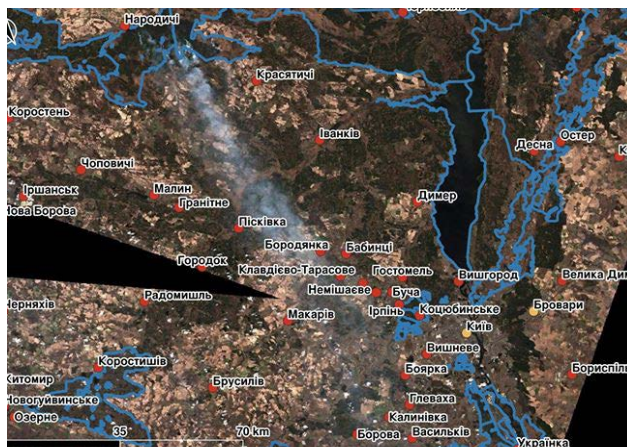
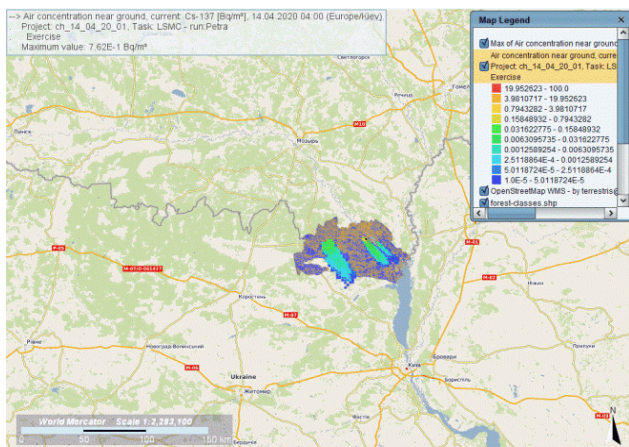


Рис. 8. Картографічна візуалізація розповсюдження хмари диму: А – gif-анімація, Б – космофотокарта



- Пояснення до схеми:
- створення або модифікація
  - управління або використання
  - передача даних
  - автоматично
  - - - за участю людини
  - система, підсистема
  - програма, функціональний блок
  - ⬡ процедура
- ЛБД - локальна база даних
  - БНД - банк даних
  - БІС - базова інформаційна система
  - ▭ вхідні дані
  - ▭ кінцеві дані
  - ▭ паперові документи, звіти
  - моделі, абстрактні сутності
  - ▭ сховище даних

Рис. 9. Система проєктувальної підтримки діяльності управління радіаційного захисту населення» (РадЕко – РадіоЕкологія)

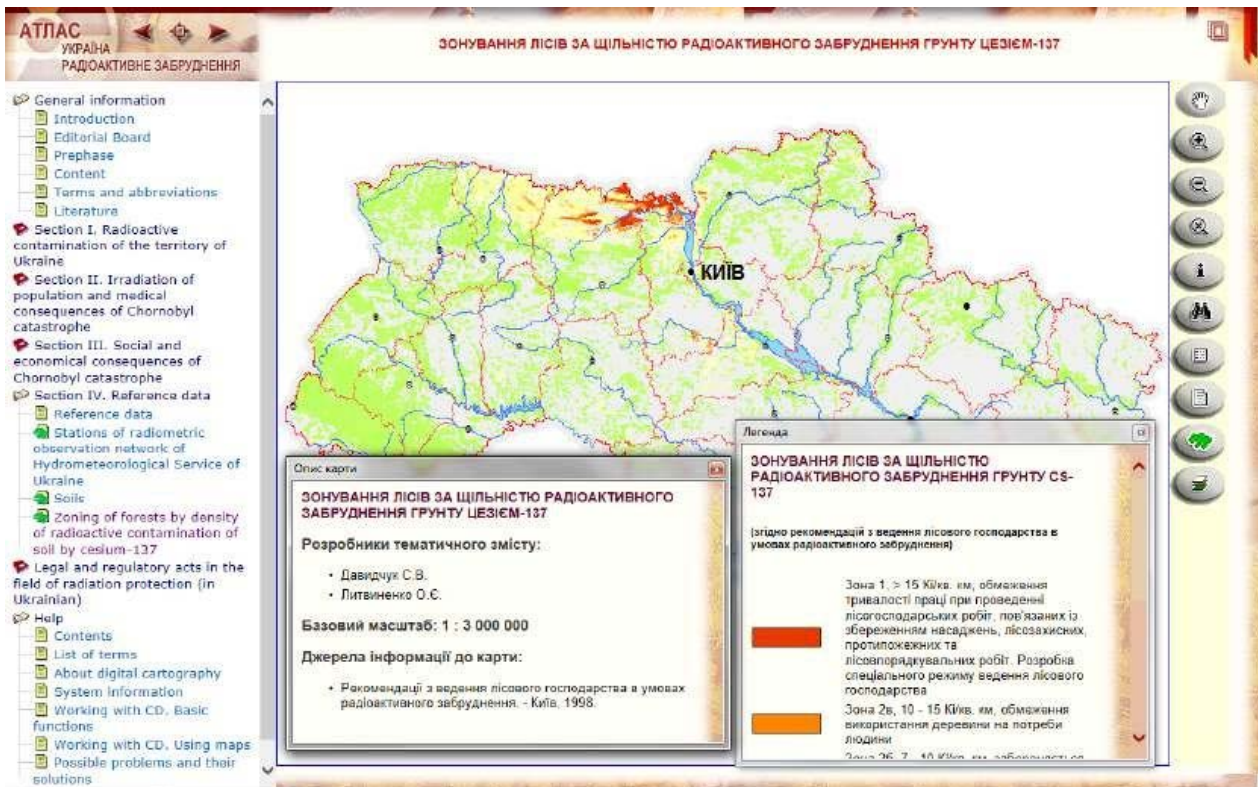


Рис. 10. Карта зонування лісів та їх радіаційне забруднення

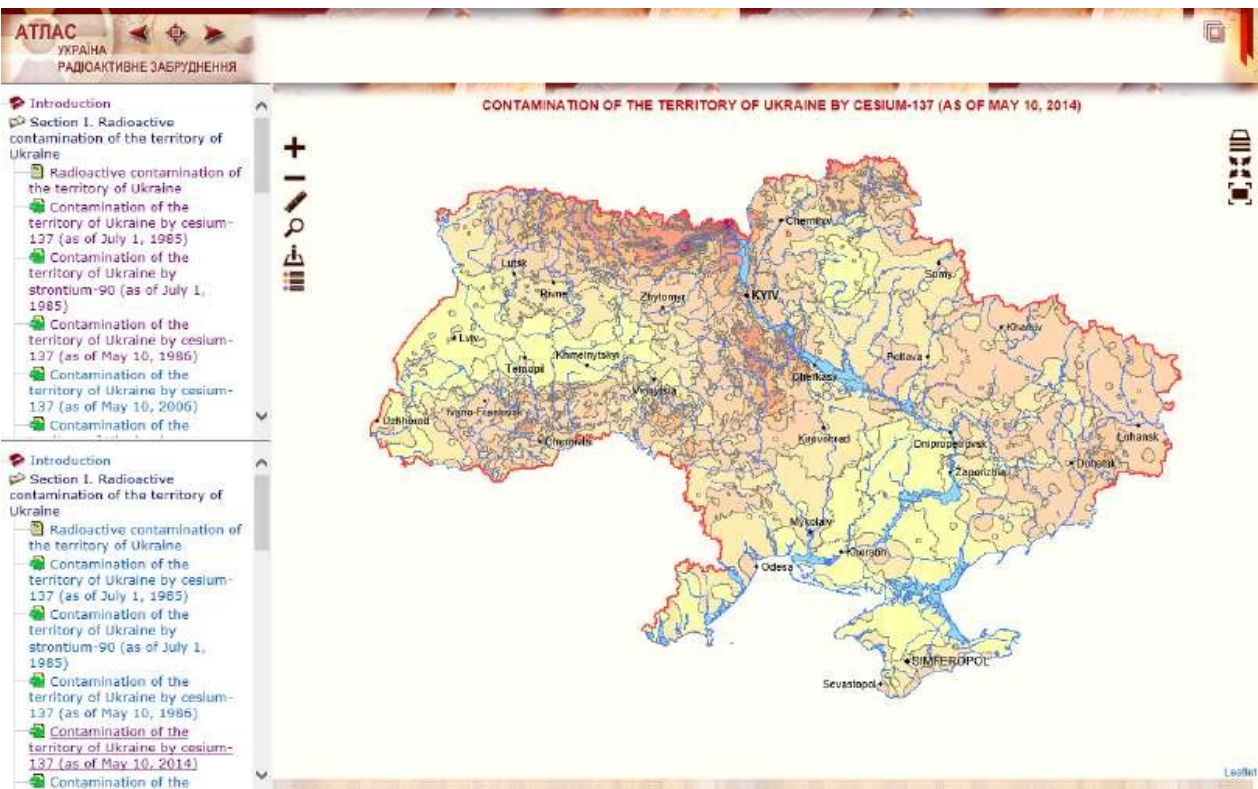


Рис. 11. Карта «Contamination of the territory of Ukraine by cesium-137 (as of May 10, 2014)»

Окрему категорію утворюють маловідомі інтерактивні дослідницькі карти, які з часом урізноманітнюються тематично і публікуються на геопорталах Google Earth та GoogleMap (рис. 7).

Останнім часом було помітне повне згасання відповідної тематики екологічного картографування в Україні. Але ситуація зараз змінилася, коли навесні 2020 р. у Чорнобильській зоні відчуження спалахнули масштабні пожежі, хмари попелу від якої накрили величезні території України, в першу чергу м. Київ. Це стало поштовхом створення сучасних gif-анімаційних картографічних моделей поширення їдкого диму (рис. 8).

Під час створення новітньої геоінформаційної карти радіаційного забруднення території України як проєктувальної системи з питань акумулювання баз даних вона повинна мати різні тематичні компоненти. Перша черга системи – управлінська компонента (рис. 9).

Цілі створення РадЕко – планування, координація та контроль робіт по відновленню територій з використанням даних радіологічного контролю та моніторингу, а також картографічної інформації (рис. 10, 11).

Метою створення цих карт була мінімізація екологічних і вторинних медичних наслідків Чорнобильської катастрофи шляхом поліпшення суспільного сприймання та інформованості про ці наслідки. В його межах вищі керівні структури держави були забезпечені кваліфікованою інформаційною підтримкою щодо реабілітації територій, які постраждали від Чорнобильської аварії, а також мінімізації наслідків аварії для населення, що мешкає на цих територіях. Атлас карт включає набори даних, такі як тексти, малюнки, карти і таблиці про наслідки Чорнобильської катастрофи в Україні,

а також про способи їх мінімізації. В атласі об'єднано велику кількість інформаційних матеріалів, що належать до аварії на Чорнобильській АЕС, розроблених вченими і фахівцями Білорусі, Росії, України за участю експертів Європейського Союзу.

**Головні висновки.** Публікація цих карт започаткувала новий напрям геоінформаційного проблемно-орієнтованого картографування. Найпопулярнішими серед населення і водночас найбільш короткоінформативними онлайн-картами є демонстраційні цифрові карти радіаційного забруднення територій, які поширюються в Інтернеті. Вони поступово трансформуються в окремі тематичні карти, карти в атласах різної тематики, на яких лише оконтурена Чорнобильська зона відчуження.

З метою виявлення територіальних проявів небезпек для життєдіяльності людини та опрацювання можливих проєктувальних заходів було здійснено розробку сімейства атласних рішень для моделювання вказаних просторових явищ. Це сімейство розроблялося у проєкті «Атлас природних, техногенних, соціальних небезпек і ризиків виникнення надзвичайних ситуацій в Україні» (скорочення – Атлас надзвичайних ситуацій України або АтласНС) Інститутом географії НАНУ за участі ТОВ «Інтелектуальні Системи Гео».

**Перспективи використання результатів дослідження.** Спеціалізовані карти зони відчуження продовжують укладати спеціальні фахові організації та установи. Сьогодні проблема забезпечення управління екологічною безпекою Чорнобильської зони відчуження картографічними засобами ГІС знову стає актуальною та затребуваною в системі екологічного моніторингу та для новітнього напрямку господарської діяльності – потреб організації еколого-туристичного забезпечення у зоні.

### Література

1. Атлас Чорнобильської зони відчуження. Київ, 1996. 26 с.
2. Чабанюк В. Реляційна картографія: Теорія та практика. Київ, 2018. 525 с.
3. Чорнобильська зона відчуження. *Геопортал*. URL: <http://www.tvvis.com.ua/products/geoportals>.
4. Чорнобиль: Десять років подолання: за матеріалами Мінчорнобиля України. Київ, 2016. 246 с.
5. Чорнобиль. Сектор картографічних видань. URL: [http://irbis-nbuv.gov.ua/cgi-bin/irbis\\_sk/cgiirbis\\_64.exe](http://irbis-nbuv.gov.ua/cgi-bin/irbis_sk/cgiirbis_64.exe).
6. Шевченко В.О., Шевченко Р.Ю. Картографування Чорнобильської зони відчуження: історичні тренди та перспективи. *Вісник геодезії та картографії*. Київ, 2009. Вип. 1 (58). С. 14–18.

## МОНІТОРИНГ ВОРОНОВИХ ПТАХІВ У МІСТІ МЕЛІТОПОЛІ: ГНІЗДОВИЙ І ЗИМОВИЙ АСПЕКТИ

Кошелєв О.І., Кошелєв В.О., Копилова Т.В., Борисов В.В.

Мелітопольський державний педагогічний університет  
імені Богдана Хмельницького  
вул. Гетьманська, 20, 72300, м. Мелітополь, Запорізька область  
[aikoshelev4971@gmail.com](mailto:aikoshelev4971@gmail.com), [kochelev10041@gmail.com](mailto:kochelev10041@gmail.com),  
[kopulova71@gmail.com](mailto:kopulova71@gmail.com), [vborisov98@gmail.com](mailto:vborisov98@gmail.com)

Моніторинг воронових птахів проводився під час вивчення орнітокомплексів м. Мелітополя в 1988–2019 рр. Проведено їх картування на 52 растрових квадратах 1x1 км. До 80-х років ХХ століття орнітофауна міста включала 78 видів птахів, з воронових зустрічалася тільки галка. В останнє десятиліття в місті зустрічаються 226 видів птахів, серед яких успішно вселилися і створили урбанізовані угруповання ще 5 видів воронових. Гніздова чисельність сірих ворон, грака і сороки досягла сотні пар; крука і сойки – десятки пар і продовжує зростати. Інвазивним видом є горіхівка. Розміщення та чисельність гніздових воронових птахів залежить від розподілу і площі біотопів. Місцями їхньої концентрації є великі зелені насадження парків і скверів. Серед екологічних особливостей воронових у місті зазначено розміщення гнізд високо в кронах дерев, на димових заводських трубах (крук, сіра ворона, сорока) або їхнє потайне розташування в стовпах ЛЕП, нішах будівель (галка, сойка); використання для будівництва гнізд антропогенних матеріалів (дріт, пластик, папір та інші). У місті воронові переходять до осілого способу життя. У зимовий час у місті формуються в лісопарку масові скупчення ночівлі грака, галки і сірих ворон (до 25–50 тис. особин), які вилітають годуватися на міське звалище твердих побутових відходів і приміській сільгоспугіддя; частина птахів годується також у місті із баків для сміття, городах, садах і проїжджих вулицях. Їхня чисельність визначається характером зими, температурними умовами і наявністю снігового покриву. Видове різноманіття і чисельність птахів прямо корелюється з температурою повітря. Дистанція злякування воронових щодо людини та бродячих котів і собак знижується в місті до декількох метрів. У місті воронові розоряють гнізда горлиці садової і дрібних комахоїдних птахів; послід граків забруднює пішохідні тротуари. Висока епідеміологічна небезпека від них; у 2019–2020 рр. в парках і лісопарку міста на місцях збору та ночівель спостерігалася велика кількість мертвих граків, загиблих, ймовірно, від поїдання отруєного зерна на полях. Граки становлять загрозу для автомобільного транспорту, стикаються з автомобілями на міських вулицях. Необхідне управління чисельністю воронових у місті, особливо в зимовий час на містах ночівель. Перспективне використання їх для біоіндикації навколишнього середовища. *Ключові слова:* воронові птахи, урбанізація, гніздування, колонії, масові ночівлі, інвазія, осілість.

### Monitoring of Crowbird in Melitopol: nest and winter aspects. Koshelev A., Koshelev V., Kopylova T., Borisov V.

Raven birds were monitored while studying ornithocomplexes in Melitopol in 1988–2019. They were mapped on raster squares of 1x1 km. Until the 80s of the twentieth century, the city's avifauna included 78 species of birds, of which the jackdaw was recorded only. Over the past decade, 226 species have been found in the city, they have successfully introduced and created urbanized groups of 5 more raven species. Nesting numbers of the gray crow, rooks and magpies reached hundreds of pairs; crow and jays – dozens of pairs and continues to grow. An invasive species is cedar. The distribution and abundance of breeding ravens depends on the distribution and area of biotopes. Places of their concentration are extensive green spaces parks and squares. Among the ecological features of ravens in the city, the placement of nests high in the crowns of trees, on factory chimneys (raven, gray crow, magpie), or their secretive location in the power transmission lines, niches of buildings and balconies (jackdaws, jays), use of man-made nests for construction materials (wire, plastic, paper that.). In the city, ravens are moving to a sedentary lifestyle. In winter, mass overnight accumulations of rooks, jackdaws and gray ravens (up to 25–50 thousand individuals) are formed in the city park in the forest park, which fly to feed on the municipal landfill of municipal solid waste and suburban farmland; part of the birds also feeds in the city on garbage tanks, gardens, gardens and roadways. Their number is determined by the nature of winter, temperature conditions and the presence of snow cover. Species diversity and bird numbers are directly correlated with air temperature. The distance of scaring of corvids in relation to humans and stray cats and dogs is reduced in the city to several meters. In the city, ravens ravage the nests of the ringed throat and small insectivorous birds; rook litter pollutes the sidewalks. High epidemiological danger from them; in 2019–2020 in the city's parks and forest park at the gathering and overnight camps, a large number of dead rooks were noted, who died probably from eating poisoned grain in the fields. Rooks pose a threat to road transport, are faced with cars on city streets. It is necessary to control the number of ravens in the city, especially in winter. Promising to use them for bioindication of the environment. *Key words:* raven birds, urbanization, nesting, colonies, mass overnight stays, invasion, settled.

**Постановка проблеми.** Однією із процвітаючих груп птахів на півдні України є воронові, які стали важливою частиною орнітокомплексів урбанізованих територій. Розподіл і динаміка їхньої чисельності є важливим індикатором стану міського середовища і найближчих околиць (наявності старих деревних посадок, звалищ, близькості агро-

ландшафтів, культури сільгоспробіт, транспортних перевезень, підприємств із зберігання і переробки сільгосппродукції, охорони птахів та ін.). Тому моніторингові спостереження за станом міських популяцій воронових птахів важливі для прогнозування стану навколишнього середовища і біорізноманіття.

**Актуальність дослідження.** До останнього часу оцінка стану чисельності воронових у м. Мелітополі відсутня. Їхня мінливість є матеріалом для вивчення процесів мікроеволюції та урбанізації птахів.

**Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями.** Робота виконана в межах державної бюджетної науково-дослідної роботи «Інвентаризація міської фауни, растрове картування та створення атласу урбанізованих видів тварин малого міста (Північно-Західне Приазов'я)» (2016–2018 рр.).».

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Основою для роботи є праці К.П. Філонова, О.І. Кошелева зі співавторами; О.Д. Нумерова зі співавторами; О.В. Барановського, І.Є. Іванова [1–4].

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** Воронові птахи використовуються як зручний об'єкт для моніторингу стану навколишнього середовища. Перш за все використовуються показники динаміки їхньої чисельності, а також адаптації до урбанізованого ландшафту.

**Новизна.** Вперше вивчено процес вселення воронових у місто, розміщення та динаміка їхньої чисельності в гніздовий і зимовий періоди. Проведено оцінку зміни їхньої екології та поведінки в умовах урбосередовища.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** На основі даних динаміки чисельності і територіального розподілу воронових птахів можна проводити біоіндикацію навколишнього середовища. Нині у світі, зокрема в Україні, йде стрімкий процес урбанізації, що призводить до корінних змін природних ландшафтів, трансформації угруповань і тварин. Міста для тварин є новим вельми специфічним середовищем проживання. Однією з особливостей міського середовища є складна мозаїка різноманітних біотопів і екотонів – антропогенних, проміжних і ділянок типових природних ландшафтів. Невелике місто з комплексом екологічних умов є перехідною ланкою від мало змінених природних ландшафтів до мегаполісів, що становить особливий інтерес для вивчення [3; 5–7]. Далеко не всі види птахів можуть пристосуватися до проживання в сильно змінених умовах урбосередовища. У невеликому місті легше проводити вивчення формування нових адаптивних пристосувань у птахів до проживання в змінених людиною умов. Очікується, що в майбутньому кількість міст буде зростати, тому дослідження видового складу, чисельності, екології та охорони тварин в них актуальні і своєчасні.

**Головна мета роботи** – на основі проведених кількісних обліків оцінити стан і сезонну динаміку чисельності воронових птахів, проблеми охорони міських птахів. Моніторинг гніздової чисельності і чисельності воронових у гніздовий і зимовий періоди проводився в м. Мелітополі впродовж 1988–2019 рр. Підрахунок гнізд воронових птахів про-

водився після опадання листя на деревах вздовж вулиць, у парках проводився суцільний облік. Облік воронових птахів проводився також на міському звалищі, кормових полях і на місцях їх збору поблизу місць ночівель. Проведено 300 обліків, велася фотозйомка. Отримано дані винесення на растрові квадрати мапи міста розміром 1x1 км (рис. 1). Для порівняння та оцінки впливу екологічних факторів на розподіл птахів проведено додатково спостереження в м. Вільнянські (Запорізька обл.) у 2015–2019 рр. Подібність і відмінність орнітокомплексів міста за участю воронових птахів аналізувалися з використанням коефіцієнта подібності видового складу Жаккара, показник видової різноманітності за коефіцієнтом Шеннона.

**Виклад основного матеріалу.** Типовим середнім містом регіону є Мелітополь, заснований в 1784 р. Загальна площа міста становить 52 км<sup>2</sup>, чисельність населення – 175,8 тис. осіб. У місті значну площу займають будинки приватного сектору з невеликими городами і садами; квартали багатоповерхових будинків, які утворюють кілька мікрорайонів (рис. 1). Зелені насадження міста займають 2,2 тис. га, включають великі за площею центральний парк ім. Горького (29 га) і міський лісопарк (90 га), сквери, дослідні сади Інституту садівництва, вуличні та внутрішньодворові зелені насадження різного типу, площі, старі кладовища. Місто розташоване на правому березі р. Молочної, в її долині зустрічаються невеликі масиви заростей очерету, піщані пляжі, луки. У місті роль рефугіумів для птахів виконують міські парки і лісопарк. У парку ім. Горького і лісопарку сформувалася складна лісова екосистема з інтродукованих видів дерев і чагарників, що утворюють кілька ярусів. Щорічно розвішуються десятки штучних гніздівель для птахів, ведеться їх підгодівля у зимовий період, але негативно позначилося вселення в парк білок, які розоряють пташині гнізда в тому числі і воронових. Така різноманітність біотопів зумовлює високу численність пташиного населення міста, активне вселення воронових птахів в останні десятиліття. В місті Мелітополі зазначено перебування 226 видів птахів із 11 рядів, що становить близько 69 % від загального числа видів регіону, з них гніздяться 93 види [1; 5–8]. В місті спостерігається гніздування та зимівля 6 видів воронових (крук *Corvus corax Linnaeus*, 1758, ворона сіра *C. cornix Linnaeus*, 1758, грак *C. frugilegus Linnaeus*, 1758, галка *C. monedula Linnaeus*, 1758, сорока *Pica pica Linnaeus*, 1758, сойка *Garrulus glandarius Linnaeus*, 1758) та періодичні інвазії горіхівки *Nucifraga caryocatactus Linnaeus*, 1758. Процес їх вселення в місто простежено в останні десятиліття (табл. 1).

У межах міста виділяються орнітокомплекси районів багатоповерхових будинків, районів індивідуальної забудови, центрального парку, лісопарку



на околиці міста, міського кладовища, долини р. Молочної і балок. Висока частка участі в населенні синантропних видів (голуба сизого *Columba livia*, горлиці садової *Streptopelia decaocto*, горобця хатнього *Passer domesticus* і польового *Passer montanus*, ластівки міської *Delichon urbica*, серпокрильця чорного *Apus apus* та інші) вказує на високий антропогенний прес, як і поява в складі авіфауни нових видів, що тяжіють до антропогенного ландшафту (горлиця садова, дятел сирійський *Dendrocopos syriacus*, горихвістка чорна *Phoenicurus ochrorus*), як і швидке зростання чисельності видів із високим адаптаційним потенціалом (воронові, шпак *Sturnus vulgaris* та інші). Це також свідчить про антропогенну тран-

сформацію вихідної фауни. По районах міста різні види птахів розподіляються нерівномірно, залежно від приуроченості до певних біотопів та екологічної пластичності до наростаючого антропогенного пресу. В районах багатоповерхової забудови міста гніздяться 23 види, зокрема сіра ворона, сорока, сойка. Загальна щільність населення птахів становить 1150 особин на км<sup>2</sup>. За характером гніздування переважають види, які закрито гніздяться, зокрема використовують будівлі людини (88,5 %). Показник видового різноманіття (за Шенноном) дорівнює 0,735. У районах індивідуальної забудови гніздяться 36 видів птахів, з щільністю населення 865 пар на км<sup>2</sup>, зокрема сіра ворона, сорока, сойка. Показник

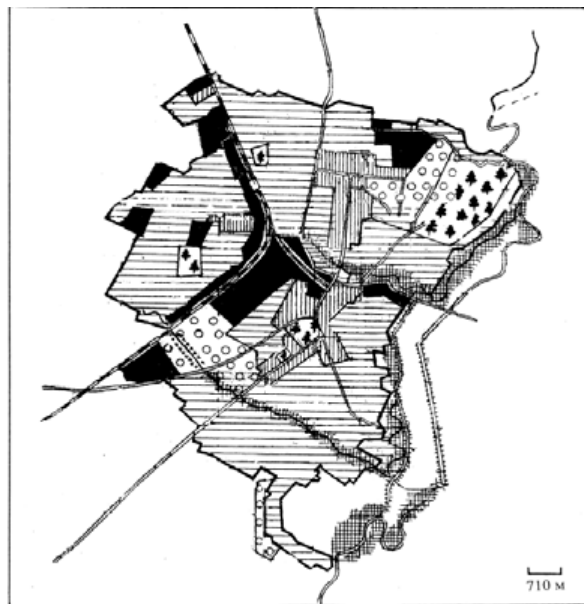
Таблиця 1

## Хронологія вселення воронових птахів у м. Мелітополь

Види	Хронологія гніздування		
	Рік появи перших пар на гніздуванні	Рік піку чисельності	Сучасний стан чисельності
<i>Corvus corax</i>	1993	2015	стабільна
<i>Corvus cornix</i>	2001	2019	зростає незначно
<i>Corvus frugilegus</i>	2005	2013	стабільна
<i>Corvus monedula</i>	1950	2000	незначно падає
<i>Pica pica</i>	1962	2019	зростає незначно
<i>Garrulus glandarius</i>	2008	2019	Зростає
<i>Nucifraga caryocatactes</i> (роки останніх інвазій: 2010, 2019)	-	-	-



А. Інфраструктура м. Мелітополь



Умовні позначки

- |  |                          |  |                 |
|--|--------------------------|--|-----------------|
|  | багатоповерхова забудова |  | парки, сквери   |
|  | індивідуальна забудова   |  | плодові сади    |
|  | промислові майданчики    |  | ріка, струмки   |
|  | автомобільні шляхи       |  | канали          |
|  | залізничні шляхи         |  | зарослі очерету |

Б. Розподіл біотопів у м. Мелітополь

Рис. 1. Інфраструктура м. Мелітополя як середовища мешкання воронових птахів

видового різноманіття (за Шенноном) становить 0,918. У парках і скверах гніздяться 38 види, зокрема сіра ворона, сорока і сойка; загальна щільність населення птахів досягає 550 особин на км<sup>2</sup> [6; 7; 9].

У міському лісопарку, який розташований у північно-східній частині на правому березі р. Молочної, видовий склад деревостану бідний (домінує робінія псевдоакація), відсутні яруси, високе антропогенне навантаження, але гніздяться ворон, сіра ворона, сорока і сойка. У зимовий період в лісопарку ділянка старих кримських сосен є місцем масової ночівлі воронових птахів. На підставі порівняння індексів різноманітності і рівномірності розподілу видів можна зробити висновок про сильну антропогенну трансформацію основних місць існування птахів у місті. Зниження індексу видового різноманіття в районах багатоповерхових кварталів, в центральних парках і скверах вказує на підвищення антропогенного навантаження. Ступінь різноманітності міської авіфауни, зокрема воронових, позитивно корелюється зі ступенем близькості залишків природних ландшафтів і площею деревної рослинності, що збереглася [1; 7; 9].

Крук у Запорізькій області – це звичайний вид. У місті є нечисленний осілий вид. Уперше гніздо круків виявлено в 1993 р. на заводській трубі Мелітопольського заводу холодильного машинобудування «Рефма». У 2012 р. виявлено гнізда круків на металевих опорах високовольтної ЛЕП, в лісопарку в посадках кримської сосни на старих деревах на висоті 8–12 м. Загальна чисельність нині становить 10–15 гніздових пар (табл. 2). Зазначено в 5 растрових квадратах (рис. 2 А). Чисельність зросла з 2–3 пар (1999 р.) до 10–15 пар у 2012–2019 рр. Успішність розмноження висока, на крило піднімається 4–5, в середньому 3,5 пташенят у кожному гнізді (n = 8). В районі міського лісопарку на стихійному звалищі в 2014 і 2015 рр. з весни до пізньої осені трималося скупчення птахів, що не взяли участі у розмноженні (65 і 90 особин); у 2016 і 2019 рр. їхня чисельність значно зменшилась і становила лише 10–15 особин.

Сіра ворона – звичайний вид у Запорізькій області [1; 5]. У місто вселилася в 2001 р., але в 1995–2000 р. уже гніздилася тільки на його околицях по берегах р.

Молочної та придорожніх лісосмугах. У центральні райони м. Мелітополя стала активно вселятися з 2001–2005 рр.; в центральному парку ім. Горького в 2010–2015 рр. гніздилося по 5–7 пар щорічно. Вздовж вулиць на старих деревах і у дворах багатоповерхових будинків її чисельність сягає в середньому 1 пара/км. Успішність розмноження становить 4–6, в середньому 4 пташенят – злетків/пару (n=12). Сьогодні чисельність гніздових сірих ворон у місті багаторазово зросла і становить 80–120 пар (у 1999 р. було 20–25 пар) (табл. 2). Вони зустрічаються практично по всій території міста, їхні гнізда реєструються у всіх растрових квадратах (рис. 2 Г).

Грак – масовий вид у Запорізькій області, який гніздиться в агроландшафтах [1; 5]. Заселення міста Мелітополя граками відбувалося в 2005 р., коли вони зайняли високі тополі в північній частині міста, сформували колонію вздовж автобану на виїзді до Запоріжжя (рис. 2 В). Чисельність птахів у цій колонії впродовж тривалого часу підтримується на стабільному рівні – до 130–186 пар (табл. 1, 2). Успішність розмноження грака низька, у гніздах лише 1–3, у середньому 1,8 злетків (n=120). У 2010 р. гніздування граків у колонії було неуспішним, тому що птахи були знищені на гніздах городниками із сусідніх будинків, але на наступний рік граки знову повернулися до колонії та успішно розмножувалися в усі наступні роки [10; 11].

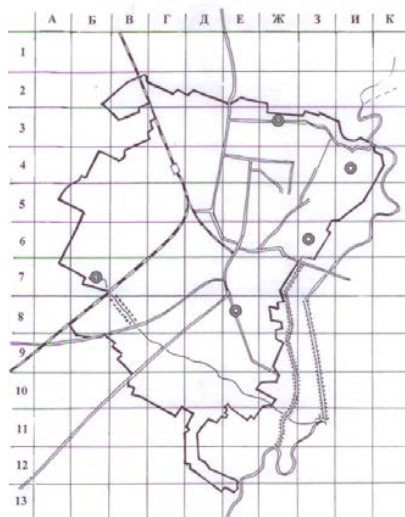
Галка – звичайний вид у Запорізькій області. Селиться в порожніх бетонних стовпах ЛЕП і в норах кар'єрів і річкових обривів за околицями м. Мелітополь (до 50–60 пар). У місті гніздування галки спостерігається з 1950 р. [1; 5], але не щороку. У 2001–2019 рр. чисельність її досягала 15–25 одиночногніздових пар. Її гнізда реєстрували в стовпах ЛЕП, на будівлях елеватора і в корпусах заводських цехів, які не працюють [12]. Колоній галок в теперішній час в місті не виявлено, але у 2016–2018 р. її поодинокі гнізда знайдено в шести растрових квадратах (рис. 2 Б).

Сорока – звичайний осілий вид. У другій половині ХХ ст. у невеликій кількості гніздилася в придорожніх лісосмугах поблизу міста. Вселилася в м. Мелітополь з 1962 р. [1; 13]. У центральній частині міста перша пара, котра гніздилася, помічена в 1975 р., у наступні роки спостерігалось подальше

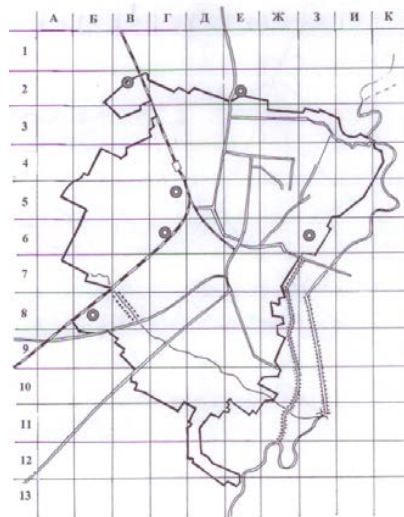
Таблиця 2

## Динаміка чисельності гніздових воронових птахів у м. Мелітополь за період 1960–2019 рр.

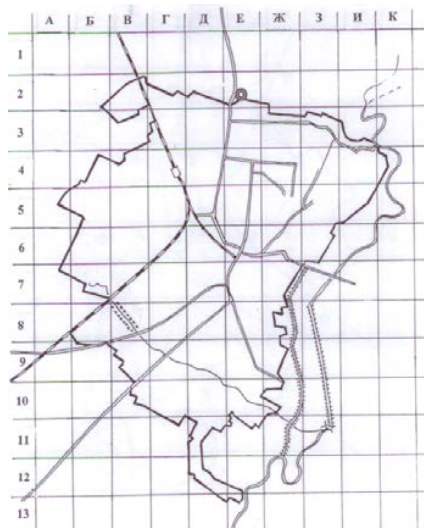
Види	Максимальна чисельність птахів, у парах за період				Тренд
	1960–1985	1986–2000	2001–2010	2011–2019	
<i>Corvus corax</i>	-	3	12	15	+
<i>Corvus cornix</i>	-	25	80	120	++
<i>Corvus frugilegus</i>	-	-	130	186	+
<i>Corvus monedula</i>	30	60	25	15	-
<i>Pica pica</i>	100	600	250	550	++
<i>Garrulus glandarius</i>	-	-	16	70	++
Усього:	130	688	513	956	+



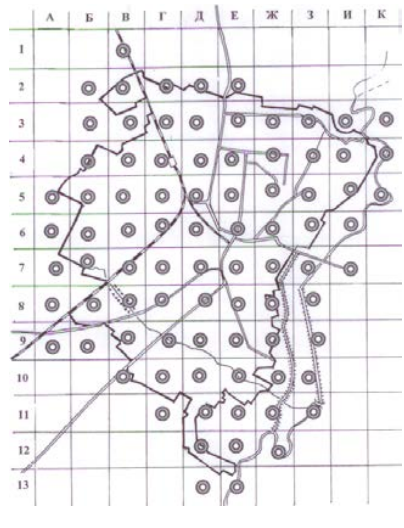
А



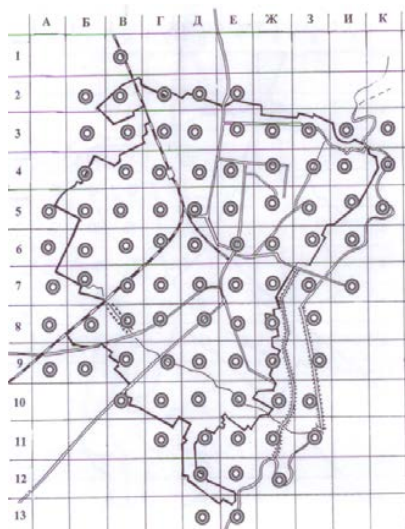
Б



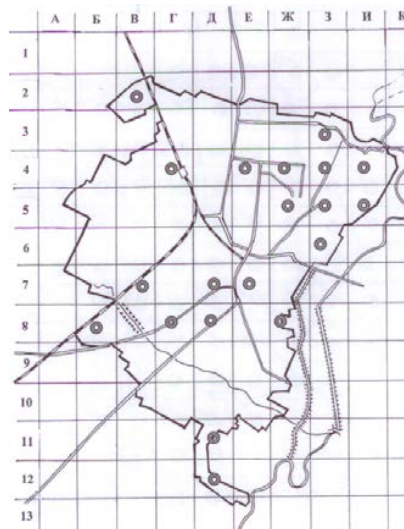
В



Г



Д



Е

Рис. 2. Розміщення воронових птахів у гніздовий період у м. Мелітополі в 2016–2018 рр. на растрових квадратах (А – крук; Б – галка; В – грак; Г – ворона сіра; Д – сорока; Е – сойка)

зростання міської популяції сорок. Чисельність її стрімко зростала до 2000 р., але після вселення в місто сірої ворони і білки (*Sciurus vulgaris Linnaeus*, 1758) загальмувалась. Нині зустрічається у всіх растрових квадратах міста (рис. 2 Д). Щільність гніздування сороки у кварталах багатоповерхової забудови досягає 10–15 пар/км<sup>2</sup>, у кварталах приватного сектору – до 6–8, уздовж міських вулиць – 2–4 пари/км, в парку ім. Горького гніздилося до 2000 р. близько 20–25 пар, тепер – лише 2–3, в лісопарку гніздиться до 10–35 пар. Успішність розмноження становить 4–8, у середньому 5,2 злетків/пару (n=40). Загальна максимальна чисельність була в 1999 р. – 600 пар, але потім знизилася до 200–250 пар, мабуть, через хижацтво сірих ворон і білки, але з 2005 р. знову зросла до 550 пар (табл. 2).

Сойка – звичайний осілий нечисленний вид. Поодинокі сойки стали проникати до околиць міста, які мають значні площі деревних насаджень, в осінньо-зимовий період із середини 80-х рр. ХХ ст. Сойка стала гніздитися в м. Мелітополі з 2008 р., спочатку – у насадженнях уздовж вулиць, потім – у дворах і в центральному парку ім. Горького (4–6 пар) і лісопарку (8–10 пар). У 2014 р. одна пара побудувала гніздо за обшивкою балкона третього поверху п'ятиповерхового житлового будинку на центральній вулиці. У 2015 р. зазначено дуже пізнє гніздування сойки в центрі міста, де на вулиці під деревам 20 вересня були підібрані 2 пташенята, у яких ледь з'явилися пеньки пір'я. Нині це звичайний вид, який гніздиться в місті на 20 растрових квадратах (рис. 2 Е) з щільністю 1–6 пар/км<sup>2</sup>, а на вулицях – зі старими деревними насадженнями – 1 пари/3 км. Загальна чисельність сойки у місті в 2017–2019 рр. досягла 60–70 пар.

Горіхівка – інвазійний вид. Масовий наліт у місті був спостережений восени 2010 р., коли поодинокі і невеликі групи горіхівок зустрічали в місті і приміських штучних лісах аж до серпня 2011 р. Загалом у цей період спостережено понад 450–500 особин. Навесні 2011 р. окремі птахи проявляли елементи шлюбної та гніздової поведінки, але гнізд виявлено не було. Незначна інвазія горіхівок була спостережена восени 2018 р. (зареєстровано 3 особини).

У зимовий час у м. Мелітополі щорічно формуються масові ночівлі граків у посадках сосни кримської в міському лісопарку (до 15–50 тис. щорічно), разом з якими ночують сірі ворони (до 800–1600 особин), галки (до 2–3 тис. особин). В останні роки чисельність зимуючих граків значно зменшилась (табл. 3). Сороки утворюють у парках і скверах кілька окремих ночівель, де збирається по 15–50 птахів, загальна їхня чисельність взимку в місті – близько 500–700, оскільки частина птахів відкочує з міста в навколишні села і агроландшафти. Круки також збираються на ночівлю в лісопарку, окремо від ночівлі граків. Під час весняних і осінніх міграцій через місто пролітають десятки тисяч граків, частина їх затримується на ночівлю і на днювання до кількох днів; тоді навесні значна кількість мігруючих граків годується в садах і городах мешканців приватного сектору, на газонах, узбіччях міських вулиць [14–16].

Прогноз щодо зростання чисельності воронових птахів у м. Мелітополі на найближчі роки, запропонований нами на початку ХХ ст. [14; 15] виправдався. Чисельність воронових, які гніздяться в регіоні і місті, незначно зросла. Вона залежить від старіння деревних насаджень і їх породного складу, кормової забезпеченості, впливу хижаків і антропогенного впливу, зміни клімату, погодних умов [6–8; 16–18]. Територіальне розміщення гніздових пар воронових багато в чому визначається також перерахованими факторами. Кількість видів і чисельність зимуючих у місті птахів усіх видів і окремо воронових, крім цих факторів, значною мірою залежить і від температури повітря (рис. 3, 4) та стану снігового покриву. Стабілізація сучасної чисельності зимуючих воронових птахів на досить високому рівні зумовлена багатомановою кормовою базою на навколишніх полях, звалищі і птахофермі, охоронним режимом у місті та його околицях, а також їхньою високою екологічною пластичністю.

Висока чисельність воронових птахів у регіоні і місті в теплі зими забезпечується великою кількістю доступного корму. За розрахунковими даними, на півдні України (без Криму) взимку в кінці ХХ – початку ХХІ ст. було орієнтовно: крук – 1 800, сіра

Таблиця 3

## Чисельність зимуючих у м. Мелітополі воронових птахів за період 1960–2019 рр.

Види	Чисельність птахів, особин за періодами			
	1960–1985	1986–2000	2001–2010	2011–2019
<i>Corvus corax</i>	-	80	120	60
<i>Corvus cornix</i>	-	1600	800	1000
<i>Corvus frugilegus</i>	-	50000	30000	15000
<i>Corvus monedula</i>	-	1600	3000	1500
<i>Pica pica</i>	+	300	500	700
<i>Garrulus glandarius</i>	-	-	100	500
<i>Nucifraga caryocatactes</i>	-	50	450	3
Усього:	+	54180	34520	18560

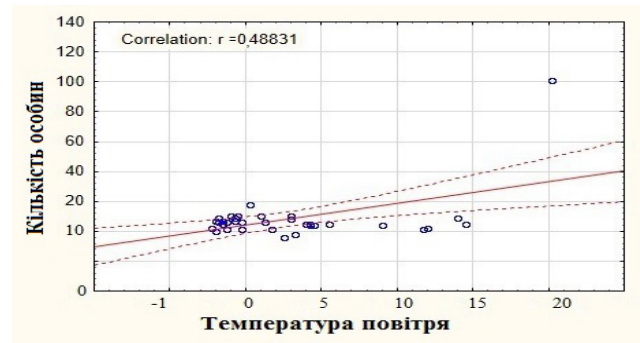
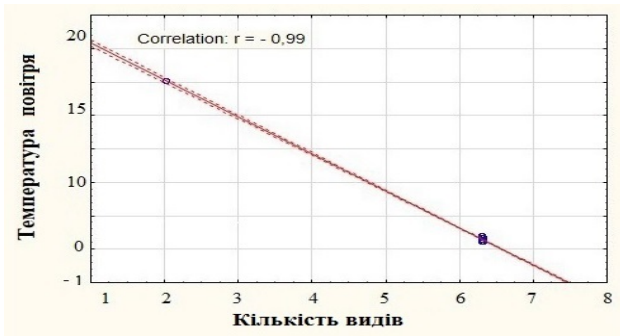
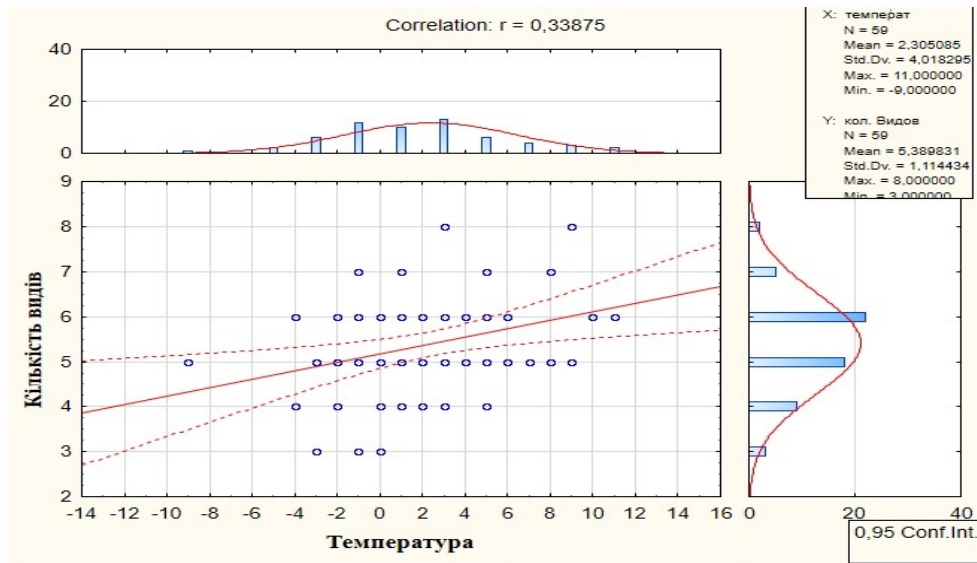
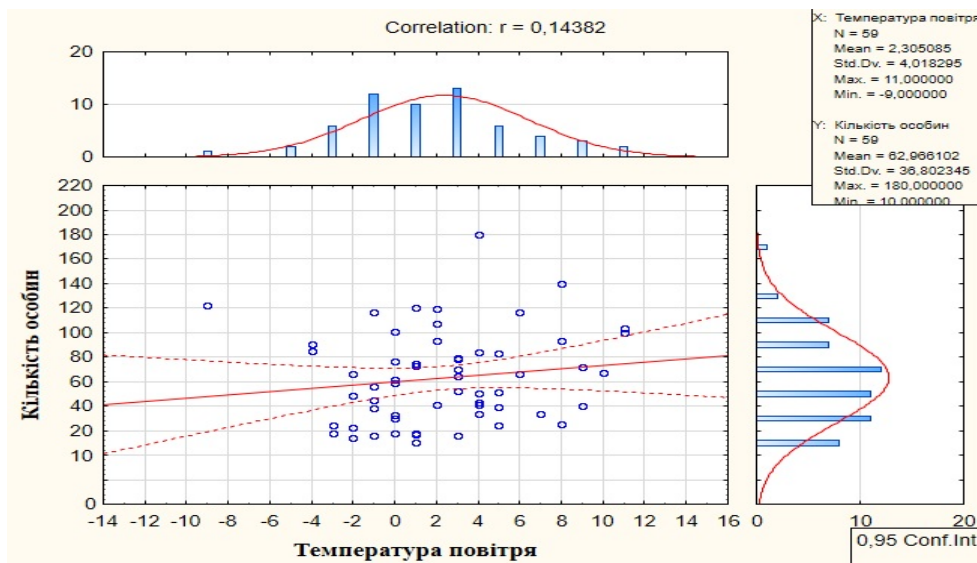


Рис. 3. Вплив температури повітря на стан зимуючих воронкових птахів  
(А – Залежність кількості видів від температури повітря; Б – Залежність кількості особин/км маршруту від температури повітря)



А



Б

Рис. 4. Вплив температури повітря на розподіл зимуючих птахів за участю воронкових  
(А – Залежність кількості видів від температури повітря взимку;  
Б – Залежність кількості особин/км маршруту від температури повітря взимку)

ворона – 81 000, грак – 6 500 000, сорока – 646 000, галка – 50 000, сойка – 1 640; всього до 7 500 000 особин. Вибіркові обліки останніх десятиліть показують, що загальна чисельність воронових птахів на півдні України збільшилась незначно [8; 14; 16–18], але відбувається їхнє активне вселення в міста.

Граки, галки і сірі ворони, котрі зимують у Мелітополі, харчуються на звалищах і навколишніх полях, розлітаючись із ночівлі на 10–20 км. Дальність добових кормових перельотів мінімальна в сороки і становить 1–3 км. Однак поодинокі особини воронових і їхні невеликі групи харчуються в місті на газонах, приватних городах, контейнерах для сміття та в місцях відпочинку мешканців міста. Прильоту на місце ночівлі передує збір воронових птахів у певних пунктах, на ділянках, де ростуть високі старі дерева: в парках, алеях вздовж вулиць тощо. Добові маршрути зимуючих воронових птахів постійні, а їхній ритм активності визначається загальною освітленістю і погодними умовами.

Птахи виявилися найбільш уразливі до високошвидкісного наземного транспорту. Загрозою для них у місті є автомобілі. Воронові птахів оселяються поруч із транспортними магістралями, легко і охоче освоюють нові екологічні ніші антропогенного походження, утворюють масові скупчення в період гніздування, під час міграцій і на зимованні – усе це створює передумови до їхньої загибелі від автомобільного транспорту. За нашими спостереженнями, з 491 загиблого птахів воронових виявилось: сойка – 1, сорока – 7, галка – 8, грак – 66, сіра ворона – 1 екземплярів [19]. Птахи, які живуть поблизу дороги, швидко звикають до транспорту, що рухається [19–22]. Ми також спостерігали цікаві випадки загибелі тварин на дорогах по трофічному ланцюжку, коли граки, сірі ворони і сороки загинули під колесами під час поїдання ними залишків собак і їжаків розчавлених раніше. Серед воронових птахів найбільш обережними на дорогах виявляються сіра ворона, крук і галка. Загибель галок спостерігалася тільки влітку і тільки на автобанах, куди вони вилітають годуватися в гніздовий період із стовпів ЛЕП, де розташовані їхні гнізда. Підвищена смертність птахів спостерігається в кінці травня – у липні у зв'язку з появою льотного молодняка і початком післягніздових кочівель. Встановлено, що автомашини за швидкості руху 40–60 км є небезпечними для воронових птахів, які злітають за 3–5 м завчасно [19–23].

### Література

1. Филонов К.П. Об орнитофауне города Мелитополя. *Орнитология*. Вып. 8. Москва : Изд-во МГУ, 1967. С. 389–390.
2. Птицы нашего города / Кошелев А.И., Кошелев В.А., Николенко А.Н., Пересадько Л.В. Мелитополь, 2006. 178 с.
3. Нумеров А.Д., Венгеров П.Д., Киселев О.Г. Атлас гнездящихся птиц Воронежа. Воронеж : Научная книга, 2013. 361 с.
4. Барановский А.В., Иванов Е.С. Гнездящиеся птицы города (Атлас распространения и особенности биологии) Рязани. Рязань : Изд-во «ПревопечатникЪ», 2016. 367 с.
5. Орлов П.П. Воробьиные птицы Мелитопольщины. *Известия Мелитопольского отделения Географического общества УССР и Запорожского областного отделения Общества охраны природы УССР*. Днепропетровск : Промінь, 1965. С. 97–110.
6. Кошелев О.И., Кошелев В.О. Динаміка орнитофауни міста Мелітополя у XX–XXI сторіччях. *Вестник зоології*. 2017. № 35. С. 38–40.

Воронові птахи демонструють значну екологічну пластичність у виборі середовища мешкання, гніздування і харчування, що дає їм можливість опанувати нове середовище – урбанізований ландшафт. Синантропізація птахів, як правило, призводить до «розщеплення» видових популяцій на «дикі» і «синантропні, або міські», що добре відомо для цілої низки видів: *Cygnus olor*, *Anas platyrhynchos*, *Columba livia*, *Apus apus*, *Hirunda rustica*, *Turdus merula* та ін. Такий поширений вид, як галка (*Corvus monedula*), в природних умовах гніздиться в нішах скель, норах обривів, в дуплах дерев, а в селітебному ландшафті – у нішах будівель і споруд людини, стовпах ЛЕП. Як критерії синантропізації птахів є таке: гніздування на будівлях і спорудах людини або використання їх як відпочинку і притулків; використання в їжу кормів антропогенного походження і фактора підгодівлі; використання матеріалів антропогенного походження для будівлі гнізд [18; 22–27]. Для всіх видів воронових птахів, які зустрічаються в м. Мелітополі, ці критерії відповідають повністю.

**Головні висновки.** Основними причинами вселення в м. Мелітополь воронових птахів і росту їхньої чисельності в ньому є їхня широка видова та індивідуальна екологічна пластичність. Їхнє негативне значення у місті є те, що вони провокують спалахи інфекцій, засмічують будівлі, тротуари і дерева своїми послідами, знищують сільгоспкультури на городах, харчуються більш дрібними видами тварин, спричиняють незручності своїми криками – шумами населенню, що мешкає поблизу колоній грача або їхніх ночівель. У таких конфліктних ситуаціях необхідна регуляція чисельності воронових птахів, яка має здійснюватися як більш гуманними, так і радикальними методами (адміністративні штрафи за їхню підгодівлю населенням, шляхом вилучення яєць із гнізд, відлякування, встановлення закритих смітникових контейнерів, вчасне прибирання сміття).

**Перспективи використання результатів дослідження.** Отримані дані можуть бути використані екологічними і комунальними службами міста для подальшого моніторингу стану популяцій воронових птахів, біомоніторингу навколишнього середовища і оцінки його стану, розроблення методів і шляхів управління чисельністю «проблемних видів» воронових птахів.

7. Кошелєв А.І., Кошелєв В.А. Атлас гнєздящихся птиц города Мелітополя. *Мелітопольські краєзнавчі читання* : матеріали IV Відкритої регіональної науково-практичної конференції. Мелітополь : ФОП Однорог Т.В., 2019. С. 18-24.
8. Кошелєв А.І., Пересацько Л.В., Кошелєв В.А., Четвертак Е.Л. Пути и темпы вселения птиц и млекопитающих в урболандшафты (на примере Мелітополя). *Известия Музейного фонда им. А.А. Браунера*. 2017. Т. 14. № 3–4. С. 65–69 (Спецвыпуск: Животные в современном мире: экологические и социальные аспекты).
9. Копилова Т.В., Кошелєв О.І. Людина і птахи у місті Мелітополі (на прикладі воронових птахів). *Екологія – філософія існування людства* : зб. наук. пр. Мелітополь : ТОВ «Колор-Принт», 2019. С. 66–71.
10. Копылова Т.В. О гнездовании грача (*Corvus frugilegus* L.) и других врановых в г. Мелітополе. *Нові виміри сучасного світу : збірник матеріалів III Міжнародної наукової інтернет-конференції*. Ч. 4. Мелітополь : МДПУ, 2008. С. 31–36.
11. Кошелєв А.І., Кошелєв В.А., Копылова Т.В., Бубнов В., Кучеренко Ю.А., Ободовский А.В. Хроника гнездовой колонии и массовой ночевки грачей в г. Мелітополе. *Мелітопольські краєзнавчі читання* : матеріали IV Відкритої регіональної науково-практичної конференції. Мелітополь : ФОП Однорог Т.В. 2019а. С. 44–48.
12. Кошелєв А.І., Кошелєв В.А., Копылова Т.В., Писанец А.М. Значение ЛЭП для птиц в антропогенно трансформированных ландшафтах степной зоны юга Украины. *Биология и валеология : зб. наук. пр. Харківського національного педагогічного університету ім. Г. Сковороди*. 2015. Вип. 17. С. 37–44.
13. Кошелєв А.І., Покуса Р.В., Кошелєв В.А. К экологии сороки на косе Обиточной (Азовское море). *Бранта : сб. научн. трудов Азово-Черноморской орн. станции*. Вып. 5. Мелітополь ; Симферополь : Сонат, 2002. С. 39–57.
14. Кошелєв А.І., Пересацько Л.В. Зимовочные скопления врановых птиц в Северном Приазовье. *Экология и численность врановых птиц России и сопредельных государств*. Казань, 1996. С. 33–34.
15. Карадобри Т.В. Мониторинг гнєздящихся врановых птиц в г. Мелітополе и его окрестностях. *Птицы Азово-Черноморского региона : материалы Международной юбилейной научной конференции*. Одеса : Астропринт, 2000. С. 39.
16. Кошелєв А.І., Копылова Т.В., Дубинина Ю.Ю. Значения городской свалки г. Мелітополя для зимовки врановых и чайковых птиц. *Биология XXI столетия: теория, практика, викладання* : мат-ли Міжнар. наук. конф. Київ : Фітосоціоцентр, 2007. С. 217–218.
17. Андрущенко Ю.А., Черничко И.И., Кинда В.В., Кошелєв А.І., Кошелєв В.А. и др. Результаты первого большого учета зимующих птиц в зональных ландшафтах Юга Украины. *Бранта : сб. науч. трудов Азово-Черноморск. орн. станции*. Мелітополь, 2006. Вип. 9. С. 123–149.
18. Клауснитцер Б. Экология городской фауны. Москва : Мир, 1990. 244 с.
19. Кошелєв А.І., Копылова Т.В., Кошелєв В.А., Мазай Е.Ю. Гибель позвоночных животных на автодорогах Запорожской области. *Вісник ЗНУ*. 2005. № 1. С. 102–113.
20. Фесенко Г.В. Птахи садів і парків Києва. Кривий Ріг : Мінерал, 2010. 235 с.
21. Кошелєв А.І. О необходимости использования понятия «проблемные виды» на примере птиц: оценка ситуации и пути разрешения конфликтов. Соціальні та екологічні технології: актуальні проблеми теорії і практики : матеріали VIII Міжнар. інтернет-конференції. Мелітополь : МІЕСТ, 2016. С. 122–127.
22. Межжерина Я. Дикая природа городов Украины. Киев : Логос, 2002. 326 с.
23. Резанов А.А., Резанов А.Г. О критериях синантропизации птиц. *Современные проблемы эволюционной биологии*. Т. 1. Брянск, 2009. С. 214–220.
24. Резанов А.Г., Резанов А.А. Гнездование врановых птиц (*Corvidae*) на зданиях и на сооружениях человека: экологический и историко-географический анализ. Экология врановых птиц в условиях естественных и антропогенных ландшафтов. России. Казань : Новое знание, 2006. С. 94–111.
25. Кошелєв О.І., Кошелєв В.О., Федюшко М.П., Жуков О.В. Різноманіття угруповань та індикаторні плеяди птахів природних й антропогенно трансформованих ландшафтів Півдня та Південного Сходу України. *Agrology*. 2019. Т. 2. Вип. 4. С. 229–240.
26. Camacho-Cervantes D., Ojanguren A.F., MacGregor-Fors J. Birds from the burgh: bird diversity and its relation with urban traits in a small town. *Journal of Urban Ecology*. 2018. Vol. 4. N 1. P. 1–7.
27. Seress G., Liker A. Habitat urbanization and its effects on Birds. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*. 2015. N 64 (4). P. 373–408.

## МОНІТОРИНГ БІОТИ ТА ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ВОД БАСЕЙНУ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДІНЕЦЬ

Рацлав В.В.

Слов'янський державний педагогічний університет  
вул. Генерала Батюка, 19, 84100, м. Слов'янськ, Донецька область  
vvratslav@gmail.com

Здійснено дослідження аналізу хімічного стану та моніторинг біоти і донних відкладів у водах басейну річки Сіверського Дінця шляхом визначення пріоритетних речовин Водної рамкової директиви (ПР ВРД). Проведені дослідження зумовлені необхідністю наукового пошуку напрямів та механізмів удосконалення водокористування в межах окремо взятого регіону, з метою покращення та вдосконалення механізмів моніторингу довкілля, для ефективного використання водних джерел та захисту їх від надмірного антропогенного навантаження. Екологічний стан водних ресурсів Донбасу не є добрим, оскільки попередні дослідження показали, що майже чотири роки води Сіверського Дінця не очищувались повністю, прозорість води не була більше 0,5 м, а це залежить насамперед від здатності їх до самоочищення. Попередня моніторингова оцінка стану поверхневих і підземних вод р. Сіверського Дінця виявила незадовільний стан водних об'єктів. Тому було проведено дослідження з моніторингу екологічних стандартів якості біоти та донних відкладів за рядом різних пріоритетних забруднювачів і речовин з різними фізико-хімічними властивостями, відповідно до Директиви про стандарти якості довкілля (ДСЯД 2013/39/ЄС) і спільної стратегії впровадження водної рамкової Директиви (2000/60/ЄС) (Керівництво № 32 щодо моніторингу біот (впровадження екологічного стандарту якості біоти (EQSBIOTA)) [5; 9]. Отримані результати виявили перевищення EQS ВРД для низки пріоритетних речовин ВРД, а також граничних значень екотоксичності для інших виникаючих забруднювачів (наприклад, пестицидів, пластифікаторів, фармацевтичних препаратів, ПХБ, промислових забруднювачів). Відповідно до Директиви 2013/39/ЄС у біоті було знайдено високу концентрацію хімічної речовини бензойна кислота, продукт розпаду пестицидів карбофуран та пластифікатор диетилфталат. Донні відклади індикативно також не відповідають умовам доброго хімічного стану, найвища концентрація спостерігалася для аденіну. Рішення поставлених задач дослідження можливо приведе до поліпшення екологічної ситуації в басейні річки Сіверський Дінець та сприятиме прийняттю екологічно зважених оперативних і стратегічних рішень, які призведуть до поліпшення екологічної ситуації в країні. *Ключові слова:* Пріоритетні речовини Водної рамкової директиви (ПР ВРД), Директива про стандарти якості довкілля (ДСЯД 2013/39/ЄС), інтегроване управління, моніторинг біоти, моніторинг донних відкладів, поверхневий стан, антропогенне навантаження, водоресурсний потенціал України, геоінформаційні системи.

### Monitoring of biota and lower separations in the waters of the Siverskyi Donets river basin. Ratslav V.

The study of chemical status analysis and monitoring of biota and sediments in the waters of the Siverskyi Donets River basin has been carried out by determining the priority substances of the Water Framework Directive (WFD Directive). Conducted research on the need to scientifically search for directions and mechanisms for improving water use within a particular region, with the aim of improving and improving the mechanisms of environmental monitoring, for efficient use of water sources, and to protect them from excessive anthropogenic load. The ecological status of the Donbas water resources is not good, so previous studies showed that for almost four years the water of the Siversky Donets was not completely purified, the transparency of water was not more than 0.5 m, and first of all, it depends on their ability to self-purify). A preliminary monitoring assessment of the surface and groundwater of the Siverskyi Donets River revealed an unsatisfactory state of the water bodies. Therefore, studies were conducted to monitor the environmental quality standards of biota and sediment for a number of different pollutants and substances with different physicochemical properties, in accordance with the Environmental Quality Standards Directive (NPT 2013/39 / EC) and the Joint Strategy for the implementation of the Water Framework Directive 2000/60 / EC) (Guideline No. 32 on biotite monitoring (implementation of the environmental standard for biota quality (EQSBIOTA)). The results obtained revealed an excess of EQS of WFD for a number of priority WFD substances, as well as limit values of ecotoxicity for other emerging pollutants (eg pesticides, plasticizers, pharmaceuticals, PCBs, industrial pollutants). According to Directive 2013/39 / EC, a high concentration of the chemical substance benzoic acid, the breakdown product of pesticides carbofuran and a plasticizer diethyl phthalate were found in the biota. The bottom sediments also do not indicate good chemical status, the highest concentration was observed for adenine. Addressing the research objectives may lead to an improvement of the environmental situation in the Siverskyi Donets River basin and will contribute to the adoption of environmentally sound operational and strategic decisions that will lead to an improved environmental situation in the country. *Key words:* Priority Substances of the Water Framework Directive (WFD PR), Directive on Environmental Quality Standards (NPT 2013/39 / EC), integrated management, biota monitoring, sediment monitoring, surface condition, anthropogenic load, water resources of Ukraine, geoinformation system.

**Постановка проблеми.** Басейн річки Сіверський Дінець знаходиться у найбільш індустріалізованому районі країни та є головною і найважливішою водною артерією сходу України. Він забезпечує потреби у воді не тільки населення, але і сільського господарства та промислового комплексу Луганської,

Донецької та Харківської областей [3; 2]. Значна частина річки примикає до лінії зіткнення і зазнає екологічних порушень та катаклізмів від безпосереднього впливу військових дій. Окрім безпосереднього впливу військової техніки, використання боєприпасів, загрозу довкіллу спричиняють аварії та забруд-



нення промислових підприємств регіону. Військовий конфлікт на сході України призвів до цілої низки небезпечних подій та наслідків:

- забруднення довкілля і впливів на ґрунти та ландшафти;
- погіршення стану поверхневих і підземних вод;
- надання шкоди рослинному і тваринному світу [4; 2].

Тому на замовлення Управління ООН із координації гуманітарних питань (УКГП ООН) швейцарські фахівці провели польову оперативну експрес-оцінку безпеки можливих подій і аварій уздовж лінії зіткнення та комплексний аналіз стану діяльності компанії «Води Донбасу» щодо джерел ризику водопостачання регіону [4, с. 23].

**Актуальність дослідження.** Екологічний стан водних ресурсів насамперед залежить від здатності до самоочищення. Попередня моніторингова оцінка стану поверхневих і підземних вод р. Сіверського Дінця виявила поганий стан водних об'єктів. Майже чотири роки у всі сезони води Дінця мають незадовільну прозорість. Основною метою досліджень був загальний (стандартний) моніторинг навколишнього природного середовища, який дає змогу на основі оцінки й прогнозування стану водних ресурсів розробляти низку управлінських рішень на всіх рівнях, та визначення пріоритетних речовин Водної рамкової директиви (ПР ВРД) для оцінки хімічного стану якості поверхневих і підземних вод, біоти і донних відкладів.

#### **Аналіз останніх досліджень і публікацій.**

Питаннями перевірки якості та моніторингу водних ресурсів басейну постійно займається Сіверсько-Донецьке БУВР, перед яким стоять основні завдання:

- управління річковим басейном та експлуатація водогосподарського-меліоративного комплексу в Донецькій області;

- соціально-економічний розвиток річкового басейну;

- охорона й екологічне оздоровлення річкового басейну та механізми їх фінансування;

- упровадження інтегрованого плану в управлінні водними ресурсами регіону.

Проблеми ефективного державного управління водними ресурсами, природокористуванням та охороною природного середовища досліджувались у наукових працях Б. Барановського В. Голяна, Б. Данилишина, І. Драгана, Т. Клауссена, Т. Іванової, В. Сташука, М. Хвесика, А. Яцика, О. Яроцької та інших. Більшість із цих праць присвячено питанням оцінки екологічного стану водних ресурсів за допомогою гідробіологічних методів дослідження.

**Новизна.** Виконана екологічна оцінка стану річки Сіверський Дінець, відповідно до водного законодавства за методикою проведення хімічного аналізу біоти та донних відкладів з урахуванням екологічних наслідків конфлікту на сході України.

#### **Методологічне або загальнонаукове значення.**

Визначення екологічного стану басейну річки та оцінки якості водних об'єктів і біоти мають вагомое значення для наукових досліджень і практичних потреб. Рішення задач дослідження можливо приведе до поліпшення екологічної ситуації в басейні річки Сіверський Дінець та сприятиме прийняттю екологічно зважених оперативних і стратегічних рішень, які призведуть до поліпшення екологічної ситуації в країні.

**Виклад основного матеріалу.** Моніторинг біоти проводився на ділянках відбору проб, де здійснювався цільовий скринінг поверхневих вод басейну Дінця (див. табл. 1) шляхом визначення відповідних граничних значень, встановлених відповідно до Директиви 2013/39/ЄС і спільної стратегії впро-



Рис. 1

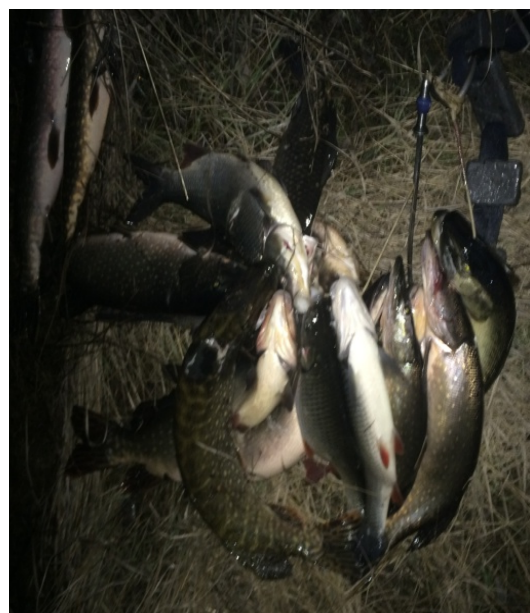


Рис. 2

Таблиця 1

## Ділянки відбору проб поверхневих вод

Ділянки для аналізу стану підземних вод :	Дата відбору проби	Координати ШИР, ДОВГ	Місто
1-р. Сів. Дінець, 944 км, с. Огурцово, кордон з Російською Федерацією	26.09.2018	50.297632,36.859019	Огурцово
2-р.Уди, 3 км, гирло, с. Есхар	26.09.2018	49.788775,36.437593	Есхар
3-р.Оскіл, 9 км, с. Червоний Оскіл	26.09.2018	49.170724,37.437593	Оскіл
4-р.Сів. Дінець, 522 км, Райгородська гребля	24.09.2018	48.914543,37.752196	Райгородок
5-р. Казений Торець, 1 км, гирло, с. Райгородок	25.09.2018	48.899642,37.745823	Райгородок
6-р. Кривий Торець, гирло Карлівська гребля (притока р. Казений Торець)	24.09.2018	48.602686,37.561002	Дружківка
7-р. Бахмутка	25.09.2018	48.924505,38.042517	Дронівка
8-р. Сів. Дінець, 428 км, вниз від Лисичанська	25.09.2018	48.916650,38.453686	Лисичанськ

Таблиця 2

## Методи, використані для вибраних ПР ВРД

№	Цільові аналіти	Використані методи та прилади
1	ГХЦГ-альфа	QuEhCERS/USE/LVI-GC-MS (SIM), акредитовано відповідно до EN ISO/IES 17025:2005
2	ГХЦГ-бета	
3	ГХЦГ-гамма	
4	ГХЦГ-дельта	
5	Загальний ДДТ (ізомери пп ДДТ, ДДД, ДДЕ)	
6	Пара-пара-ДДТ	
7	Алдрин	
8	Диелдрин	
9	Ендрин	
10	Ізодрин	
11	Дикофол	
12	Гексабромциклододекан	
13	Гептахлор та гептахлорепоксид	
14	Квіноксифен	
15	Діоксини	HRGC-HRMS
16	Діурон	HRGC-HRMS
17	ПФОС	LC-HRMS/TripieQ
18	Антрацен	SBSE/LVI-GC-MS (SIM), акредитовано відповідно до EN ISO/IEC 17025:2005
19	Бензо(а)флуорантен	
20	Бензо(б)флуорантен	
21	Бензо(к)флуорантен	
22	Бензо(г, h, i)перилен	
23	Флуорантен	
24	Індено(1,2,3-сd)пирен	
25	ДЕГФ	
26	Пентахлорбензол	QuEChERS/SBSE/USE/LVI-GC-MS (SIM), акредитовано відповідно до EN ISO/IES 17025:2005
27	Гексахлорбензол	QuEChERS/SBSE/USE/LVI-GC-MS (SIM), акредитовано відповідно до EN ISO/IES 17025:2005
28	ТБТ	QuEChERS/SBUSE/LVI-GC-MS (SIM), акредитовано відповідно до EN ISO/IES 17025:2005
29	Гексахлорбутадиєн	Headspace-GC-MS (SIM) акредитовано відповідно до EN ISO/IEC 17025:2005
30	Свинець	ICP-MS акредитовано відповідно до EN ISO/IEC 17025:2005
31	Кадмій	
32	Нікель	
33	Ртуть	

вадження водної рамкової Директиви (2000/60/ЄС) Керівництво № 32 щодо моніторингу біот (впровадження екологічного стандарту якості біоти (EQSBIOTA)) [5; 12].

Були проаналізовані шуки в точках відбору проб 4 і 8, окуні у точці відбору 1. (див. рис. 1, 2). Сьогодні в ЄС немає загальної методики щодо того,

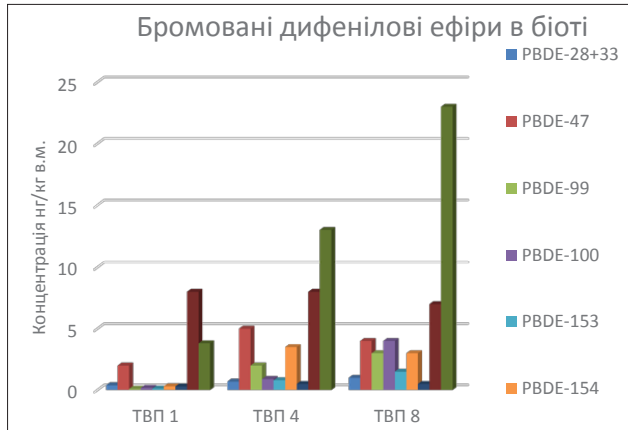


Рис. 3. Концентрація поліциклічних ароматичних вуглеводів

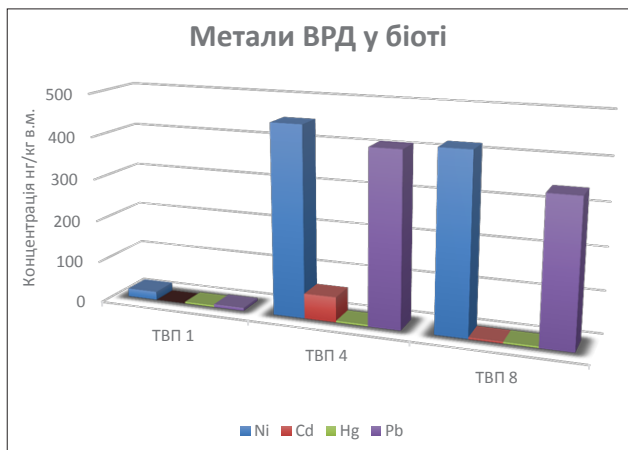


Рис. 4. Найбільше накопичення бромованих дифенілових ефірів

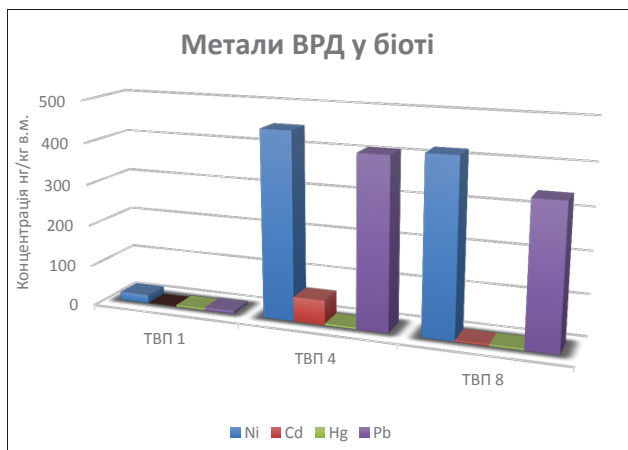


Рис. 5. Огляд наявності металів ПР у зразках біоти

яку частину біоти слід використовувати для аналізу металів та цільових органічних сполук. Тому в цьому дослідженні було використано м'язову тканину.

Опис сполук та методів, використаних для визначення ПР ВРД, наведено в таблиці 2.

*Гексахлорбутадиєн* (EQS для біоти, 55 мкг/кг в.м.) було проаналізовано в усіх зразках, але не виявлено.

Дослідження *пестицидів* було проведено згідно з рекомендаціями (2013/39/ЄС), згідно з якими біота є більш відповідною матрицею, ніж вода. Вісімнадцять вибраних пестицидів не виявили значення, які перевищили НМК цього методу. *Промислові забруднювачі*, проаналізовані в м'язових тканинах риби, не виявили наявності цільових промислових забруднювачів, за винятком ДЕГФ. Сполуки ДЕГФ виявлено в усіх пробах, і концентрація коливалася від 34 мкг/кг (ТВП 4, щука) до 175 мкг/кг (ТВП 8, щука).

Згідно з Директивою про стандарти якості довкілля (2013/39/ЄС) значення EQS для біоти: флуорантен – 30 мкг/кг, а бензол(а)пірен – 5 мкг/кг. Проте для оцінки хімічного стану їх моніторинг у риби не є доцільним, лише молюски або ракоподібні є придатними контрольними матрицями. Найвищу суму концентрацій вибраних ПАВ виявлено у щуці, впійманій у точці відбору проб 8.

Добрі показники в усіх біотах, перевірених на наявність сполук трибутилолова (ТБТ), не виявлені в жодній рибині. ТБТ може застосовуватися як фарби, що запобігають обростанню суден. Незначні концентрації сполук діоксину та діоксиноподібних було виявлено в ТВП 8, і тільки 0,73 нг/кг (EQS 6,5 нг/кг).

Перевірка на наявність бромованих дифенілових ефірів показала (EQS 8,5 нг/кг) перевищення (див. рис. 4). Найбільше накопичення бромованих дифенілових ефірів спостерігалось у щуки, впійманій в ТВП 8, перевищення було майже удвічі. Забруднення ними створює небезпеку для водних організмів і людей.

Перевіряючи наявність металів у біоті (Ni, Cd, Hg, Pb), ми виявили лише ртуть, яка є єдиним металом, що регулюється Директивою 2013/39/ЄС (EQS 20 нг/кг). Огляд наявності металів ПР у зразках біоти наведено на рис. 5. Концентрація Hg не перевищувала EQS у будь-яких з проб. У річках європейських басейнів ртуть зазвичай викликає занепокоєння через перевищення EQS для біоти. Загалом зразки щук показали значно вищу біоаккумуляцію нікеля і свинцю порівняно з окунями.

Три проби біоти було проаналізовано на наявність більше ніж 2 400 цільових речовин методом широкого цільового аналізу з використанням LC-HR-MS. Як контрольні сполуки було обрано групи забруднювачів, які частіше виявляються в екологічних пробах, такі як фармацевтичні препарати, пестициди, засоби особистої гігієни, промислові забруднювачі, антипірени тощо. Найбільша кількість виявлених сполук спостерігалася на ділянці ТВП1. Найвищу виявлену кон-

Таблиця 3

## Ділянки відбору проб поверхневих вод

Ділянки для аналізу стану підземних вод:	Дата відбору проби	Координати ШИР, ДОВГ	Місто
1-р. Сів. Дінець, 944 км, с. Огурцово, кордон з Російською Федерацією	26.09.2018	50.297632,36.859019	Огурцово
2-р. Уди, 3 км, гирло, с. Есхар	26.09.2018	49.788775,36.437593	Есхар
3-р. Оскіл, 9 км, с.Червоний Оскіл	26.09.2018	49.170724,37.437593	Оскіл
4-р. Сів. Дінець, 522 км, Райгородська гребля	24.09.2018	48.914543,37.752196	Райгородок
5-р. Казений Торець, 1 км, гирло, с. Райгородок	25.09.2018	48.899642,37.745823	Райгородок
6-р. Кривий Торець, гирло Карлівська гребля (притока р. Казенний Торець)	24.09.2018	48.602686,37.561002	Дружківка
7-р. Бахмутка	25.09.2018	48.924505,38.042517	Дронівка
8-р. Сів. Дінець, 428 км, вниз від Лисичанська	25.09.2018	48.916650,38.453686	Лисичанськ

Таблиця 4

## Методи, використані для вибраних ПР ВРД

№	Цільові аналіти	Використані методи та прилади
1	Трифлуралін	USE/LVI-GC-MS (SIM), акредитовано відповідно до EN ISO/IES 17025:2005
2	ГХЦГ-альфа	
3	ГХЦГ-бета	
4	ГХЦГ-гамма	
5	ГХЦГ-дельта	
6	Хлорпірифос-етил	
7	пара-пара-ДДТ	
8	Хлорфенвінфос	
9	Загальний ДДТ (ізомери пп ДДТ, ДДД, ДДЕ)	
10	Алдрин	USE/LVI-GC-MS (SIM), акредитовано відповідно до EN ISO/IES 17025:2005
11	Диелдрин	
12	Ендрин	
13	Ізодрин	
14	Ендосульфат (два ізомери)	
15	Дикофол	
16	Гептахлор та гептахлорепоксид	
17	Квіноксифен	
18	Гексабромциклодекан	GSE-NCI-MS
19	Хлоралкани, С 10-13	
20	Антрацен	USE/LVI-GC-MS (SIM), акредитовано відповідно до EN ISO/EC 17025:2005
21	Бензо(а)флуорантен	
22	Бензо(б)флуорантен	
23	Бензо(к)флуорантен	
24	Бензо(г, h, i)перилен	
25	Флуорантен	
26	Індено(1,2,3-сd)пирен	
27	ДЕГФ	
28	Пентахлорбензол	
29	Гексахлорбензол	
30	Нонілфеноли	
31	Октилфеноли	
32	ТБТ	
33	Гексахлорбутадиєн	Headspace-GC-MS (SIM) акредитовано відповідно до EN ISO/IEC 17025:2005

Продовження таблиці 4

34	Pb	ICP-MS акредитовано відповідно до EN ISO/EC 17025:2005
35	Cd	
36	Ni	
37	Hg	
38	Fe	
39	Cu	ICP-MS акредитовано відповідно до EN ISO/EC 17025:2005
40	Zn	
41	Cr	
42	Ni	
43	V	
44	Ba	
45	Mn	

центрацію, більш 50мг/кг, мала промислова хімічна речовина бензойна кислота (128 мкг/кг; ТВП 1) та пластифікатор диетилфталат (58,3 мкг/кг; ТВП 1).

Будь-яка речовина, що виявляється в біоті, має важливе значення, оскільки вказує на те, що речовина є біоаккумулятивною і, можливо, стійкою з огляду на два з трьох критеріїв РВТ (Р – стійкий, В – біоаккумулятивний, Т – токсичний), які використовуються для оцінки речовин REACH.

Останні дослідження виконувалися для визначення забруднювачів у донних відкладах, хоча концентрації відкладів не регулюються ВРД, вони є матрицею, якій надають перевагу під час отримання довгострокового впливу. Під час занурювання в води Сіверського Дінця видно, що майже за чотири роки, коли вода майже не очищувалася, на дні лежить шар мулу до 0,3–0,4 м. Ділянки відбору проб донних відкладів (див. табл. 3).

Екстракти з восьми проб донних відкладів було проаналізовано декількома методами на основі GC-MS, а також відбулась перевірка на наявність металів ICP-MS (див. табл. 4).

Для дослідження обрано групу неполярних пестицидів, з яких тільки два пестициди з двадцяти двох аналізованих. Виявлені ДДТ та ДДЕ, заборонені до використання в Європі з 1972 року. Їх виявлено у пробах ТВП 8 (ДДД 12,5 мкг/кг та ДДЕ 24,78 мкг/кг) та ділянці ТВП 9 (ДДД 10,33 мкг/кг та ДДЕ 18,43 мкг/кг).

Всі зразки донних відкладів були забруднені ДЕГФ, концентрації варіювалися від 711 мкг/кг ТВП 2 до 3 228 мкг/кг ТВП 6. Для захисту організмів у специфікації пріоритетних речовин ДЕГФ від 2005 року наведено пропозицію щодо специфічних стандартів якості в донних відкладах 100 мг ДЕГФ /кг. Всі проби продемонстрували концентрацію значно нижче цього специфічного стандарту якості.

Всі 16 ПАБ, обраних для дослідження, були виявлені у кожній пробі. Найвищу суму концентрацій виявлено у донних відкладах ТВП 7 (81,1 мкг/кг).

В усіх пробах донних відкладів, проаналізованих на наявність хлоралканів, наявність ТБТ та гексахлорбутадієну не було виявлено.

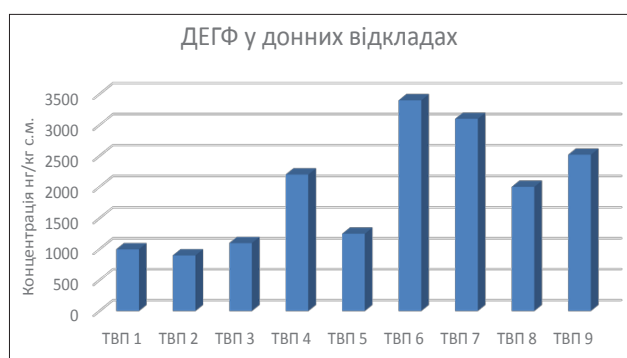


Рис. 6. Концентрація ди/2-етилгексил/фталату у пробах донних відкладів

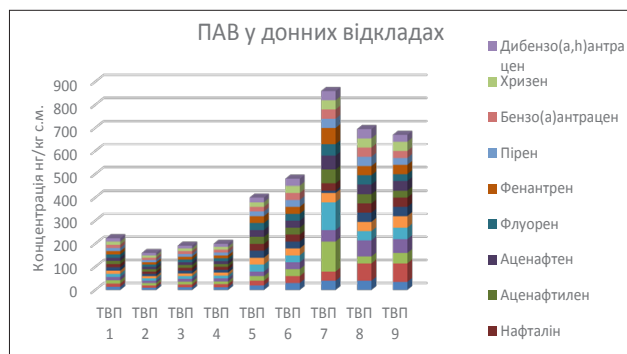


Рис. 7. Концентрація поліциклічних ароматичних вуглеводів

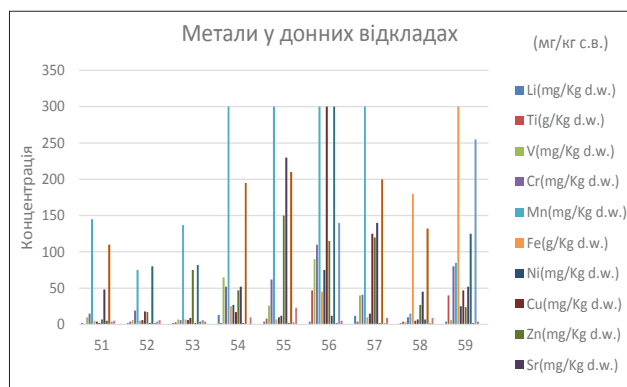


Рис. 8. Концентрація металів у пробах донних відкладів

Огляд наявності металів у пробах наведено на рисунку 8. Всі метали були присутні в донних пробах, за винятком ртуті, яка була нижче за концентрацією ПР ВРД.

Одну пробу було проаналізовано в ТВП 6 методом широкого цільового скринінг-методом на наявність >2400 цільових речовин методом LC-MS. Тільки 8 сполук було виявлено у пробі донних відкладів. Найвища концентрація спостерігалася аденіну (136 мкг/кг), яка є природною і не становить загрозу екосистемі.

**Висновки.** Отримані результати виявили перевищення EQS ВРД для низки пріоритетних речовин ВРД, а також перевищення граничних значень екологічності для інших виникаючих забруднювачів (наприклад пестицидів, пластифікаторів, фармацевтичних препаратів, ПХБ, промислових забруднювачів) у пробах Сіверського Дінця з екологічно зна-

чущими концентраціями. Перевищення значень EQS ПР ВРД базується лише на одному вимірі, і тому аналіз можна класифікувати як «індикативний». Оскільки індикативна оцінка стану суворо пов'язана з точками відбору проб та ділянками відбору проб, а не з водоймами.

Відповідність Директиві 2013/39/ЄС – у біоті мала найвищу концентрацію (>50 мкг/кг) хімічна речовина бензойна кислота (195 мкг/кг, ТВП 1), продукт розпаду пестицидів карбофуран (128 мкг/кг, ТВП 1) та пластифікатор диетилфталат (58,3 мкг/кг, ТВП 1). Донні відклади індикативно не відповідають умовам доброго хімічного стану, найвища концентрація спостерігалася для аденіну (136 мкг/кг).

З метою поліпшення екологічної ситуації на Донбасі необхідно вжити науково обгрунтовані заходи, які повинні завершуватись їх реалізацією на практиці.

### Література

1. Загальнодержавна цільова програма розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року : Закон України від 24.05.2012 р. № 4836-VI: <http://zakon4.rada.gov.ua>.
2. Білоцерківська Н.О., Сидоренко І.В. Якісний аналіз вод басейну р. Сіверський Донець за гідрохімічними показниками. *Водне господарство*. 2018. №5. С. 50.
3. Сіверський Донець: Басейн Здоров'я – людям життя! Київ, ВАІТЕ, 2018. С. 30.
4. Оцінка екологічної шкоди та пріоритети відновлення довкілля на сході України. Київ : ВАІТЕ. 2017. С. 87–88.
5. Водний Кодекс України / ВВР України. 1995. № 213/95.

## МЕЛІОРАЦІЯ МАЛИХ РІЧОК ШЛЯХОМ РОЗБАВЛЕННЯ З ПОПЕРЕДНЬО ОЧИЩЕНИМИ СТІЧНИМИ ВОДАМИ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ В УМОВАХ ПІДВИЩЕНОГО ГІДРОХІМІЧНОГО ФОНУ ТА МАЛИХ ВИТРАТ ВОДИ

Атаєв С.В.

Дубенська філія

Відкритого міжнародного університету розвитку людини «Україна»

вул. Шевченка, 14, 35600, м. Дубно, Рівненська область

atajev@ukr.net

Наводяться результати досліджень якості води малих річок у районі випусків попередньо очищених господарсько-побутових стічних вод населених пунктів в умовах фонові забрудненості та малих витрат води. Виявлено закономірності поширення та асиміляції забруднень стічних вод під час турбулентного перемішування та розбавлення з річковою водою, охарактеризовано основні фактори, які визначають ефект самоочисної здатності малих річок. Серед основних причин погіршення фонові стану малих річок – зменшення самоочисної здатності вниз за течією після водовипусків – насамперед виділяємо низькі витрати річкового стоку, що не справляються з додатковим забрудненням. На досвіді введення в експлуатацію каналізаційних комплексів встановлено, що саме зниження самоочисної здатності річок є однією з перепон утилізації господарсько-побутових стічних вод шляхом розбавлення з річковою водою. Погіршення стану річок через залпові скиди не досить очищених стічних вод створює проблеми під час введення в експлуатацію нових каналізаційних комплексів, відновлення ефективної роботи об'єктів, що фізично та морально застаріли. На прикладі малих річок басейнів Дніпра та Дністра, що протікають через територію населених пунктів, доведено можливість покращення якості води за такими показниками, як вміст фосфатів, азоту амонійного, БПК під час раціонально обгрунтованих скидів досить очищених стічних вод. Практика показує, що за певного співвідношення витрат стічних вод та річкового стоку можна досягати меліоративного ефекту в забруднених річках. Тривалість такого ефекту залежить від особливостей режиму та морфологічних характеристик річок. Під час врахування здатності річок знешкоджувати забруднення стічних вод ефективна експлуатація каналізаційних споруд може виступати одним із меліоративних заходів покращення їхнього стану з урахуванням наявних і запланованих випусків стічних вод. *Ключові слова:* стічні води, витрата, фон, мала річка, асиміляція.

### **Melioration of the small rivers by dilution with preliminary purified-sewages of settlements in the conditions of an increase hydro-chemical background and small charges of water. Atajev S.**

Results of researches of water quality of small rivers in the area you launches pre-treated domestic wastewater of settlements in terms of background contamination and low flow water. The regularities of distribution and assimilation of wastewater pollution with turbulent mixing and dilution with the river water, the main factors that determine the effect smooches ability of small rivers. Among the main reasons for deteriorating background state of small rivers, reducing smooches the quality downstream after water outlets, primarily allocated to the low costs of runoff that cannot cope with the additional pollution. On the experience of the commissioning of the sewage of the complexes was determined that a decline in smooches the ability of rivers is one of the barriers of the disposal of household sewage by dilution with river water. Worsening of the state of the rivers through volley upcasts purified sewages not enough create problems at introduction to exploitation of new sewage complexes, proceeding in effective work of objects, which physically and morally became antiquated. On the example of small rivers in the basins of the Dnieper and Dniester, flowing through the territory of settlements, proved the possibility of water quality improvement on indicators such as content of phosphates, ammonia nitrogen, BOD at rationally justifiable enough discharges treated wastewater. Practice shows that at some value of the cost of treated sewage and river flow, can be achieved ameliorative effect in polluted rivers. The duration of this effect depends on the nature of the regime and morphological characteristics of the rivers. Taking into account the ability of small rivers to neutralize wastewater pollution efficient operation of wastewater facilities can be one of the ameliorative measures to improve their status taking into account existing and planned wastewater discharges. *Key words:* sewer water, expense, background, small river, assimilation.

**Постановка проблеми.** Сьогодні особливо потерпають від забруднень господарсько-побутових стічних вод малі річки України. Погіршення стану річок характерне як для району організованих скидів стічних вод за межами території населених пунктів, так і для неорганізованих у межах селітебних територій [1–3]. Річковий стік не справляється із забруд-

неннями стічних вод, особливо в ситуаціях, коли витрата стоків у кілька разів перевищує витрату води у річці. На самоочисну здатність річки також впливають особливості її режиму, кліматичні зміни річкового басейну, трансформація заплави і т. д.

**Актуальність дослідження.** Сукупність властивостей самоочищення та розбавлення привнесених

забруднюючих речовин у водному середовищі, зменшення їхнього вмісту становлять асимілюючу здатність річки [4–6]. Саме асимілююча здатність річки дає змогу скинути на цій ділянці водотоку певну витрату стічних вод із обмеженим вмістом забруднюючих речовин за умови, що зміни якості води у відповідному створі річки будуть у межах допустимих норм.

Одним із найефективніших процесів зменшення вмісту забруднюючих речовин у воді є розбавлення, яке полягає у змішуванні річкової води зі стічними водами. Як правило, річкової води набагато більше, і вона значно чистіша, ніж стічна, тому саме розбавлення вносить найбільший внесок у зменшення концентрацій забруднюючих речовин. Але ефект розбавлення стічних вод змінюється за умови, коли для річки в районі водовипусків характерні малі витрати води. Ситуація ускладнюється наявністю декількох випусків стічних вод, які забруднюють малу річку одночасно, тому поява нових каналізаційних комплексів в умовах підвищеного гідрохімічного фону може призводити до її деградації.

**Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями.** Основна ідея чинного законодавства з нормування скидів стічних вод у природні водойми від стаціонарних водовипусків зводиться до визначення маси забруднюючих речовин у стоках, їхнього допустимого вмісту під час відведення у водойму з метою досягнення екологічного нормативу (ГДК) у контрольному створі [4; 5]. На думку авторів [4; 5], критерій безпеки вмісту певної забруднюючої речовини у воді можна сформулювати так: вода, що має у своєму складі речовину в одній дозі (ГДК), так само є безпечною за необмеженого водокористування всіма учасниками водогосподарського комплексу та не створює загрози для гідробіонтів, як і за повної її відсутності.

Деякі фахівці вважають, що збільшення значень ГДК забруднюючих речовин у стічних водах гарантує досягнення їхнього безпечного вмісту у водоймах [1]. Дійсно, практика безпечної утилізації господарсько-побутових стічних вод населених пунктів шляхом використання сучасних технологій нейтралізації забруднень, інтенсифікації механічної та біологічної очистки, регенерації активного мулу та використання систем примусової аерації [1; 2] свідчить про можливість зменшення інтенсивності таких небажаних процесів, як евтрофікація води, деградація екосистем, зменшення біорізноманіття, кисневе голодування живих організмів тощо. Але і гнучкі технологічні схеми з нейтралізації і знешкодження забруднень господарсько-побутових стічних вод не сприяють дотриманню безпечного стану річки, якщо на рівні фону вона вже є забрудненою.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** На думку авторів [1; 6], тенденція до формування більш жорстких нормативів по вмісту забруднюючих речо-

вин у господарсько-побутових стічних водах проблемі якості води малих річок в умовах підвищеного гідрохімічного фону та малих витрат води не вирішує. Про це свідчить аналіз загальноприйнятого методу прогнозування вмісту забруднюючих речовин у річковій воді – моделі Фролова-Родзиллера [5].

Модель Фролова-Родзиллера описує зміну концентрації забруднюючої речовини, деякої характеристики якості (стану) води, у найзабрудненішій частині ділянки річки, куди безпосередньо скидаються стічні води. Далі за течією річки вміст забруднюючої речовини зменшується шляхом розбавлення все більшою частиною водного потоку. З аналізу розрахункової залежності Фролова-Родзиллера можна зробити висновок, що основною величиною, яка впливає на вміст забруднюючої речовини у річці після випуску стічних вод, є співвідношення витрат стічних вод до витрати річки. Аналізуючи модель Фролова-Родзиллера, можна стверджувати, що обмеженням на безпечну утилізацію господарсько-побутових стічних вод у річках є не стільки склад очищених стічних вод, скільки якість водного об'єкта – фоновий стан річки, яка є приймачем стічних вод, її гідрологічні та гідрохімічні характеристики, гідролого-морфологічні параметри тощо, які формують її самоочисну здатність. Водночас зростання вимог до вмісту забруднюючих компонентів у природних водотоках призводить до більш жорстких умов відведення стічних вод лише в деяких випадках [6]: для забруднюючих речовин, фоновий вміст яких набагато нижчий від допустимого; за високої кратності розбавлення стічних вод. У результаті на практиці під час утилізації стічних вод може виникати вимога щодо їхнього скиду з вмістом забруднюючих речовин, який нижчий від фонового. Тобто виникає завдання розбавити «чистими» стічними водами забруднену річку, що є абсурдом, оскільки каналізаційні очисні споруди для цього не призначені.

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** Мала річка в умовах підвищеного гідрохімічного фону та малих витрат води, як приймач забруднених господарсько-побутових стічних вод населених пунктів, не витримує додаткове антропогенне навантаження, тривалість процесу самоочистки та довжина ділянки самої річки для більш ефективного розбавлення стоків зростають. В умовах низької самоочисної здатності малих річок не обійтись і без втручання людини шляхом реалізації різних меліоративних заходів. Під час врахування здатності річки знешкоджувати забруднення стічних вод ефективна експлуатація каналізаційних споруд теж може виступати одним із заходів покращення її стану.

Парадокс, але стічні води, що становлять загрозу для однієї річки, для іншої можуть виступати як «меліоративний» захід. Основна мета такої «меліоративної» полягає у глибокому аналізі фонового стану ділянок річки, де відбувається розбавлення стічних



вод, динаміки природних процесів, які сприяють самоочисним механізмам [1]. Знаючи самоочисну здатність річки, ми можемо адаптувати склад стічних вод, режим їхньої утилізації і, відповідно, не лише зберегти фоновий стан річки, але і покращити по деяких показниках. Ця ідея була використана під час формування режимів експлуатації очисних споруд населених пунктів Чернігівської, Сумської, Львівської, Житомирської та Хмельницької областей, частина з яких підлягала реконструкції (відновленню, «реанімації») [1], інші каналізаційні комплекси будувались у районі ділянок малих річок, які вже потерпали від залпових скидів не досить очищених стічних вод.

**Новизна.** На фоні аналізу самоочисної здатності малих річок Удай, Бобрик, Малечковича, Тетерів, Ставчанка, Давидівка, Ушиця та Конка, які приймають господарсько-побутові стічні води населених пунктів у районі наявних і запланованих стаціонарних водовипусків, розкривається основна ідея цього дослідження, яка полягає в тому, що надійна та ефективна експлуатація каналізаційних очисних споруд може слугувати одним із способів покращення стану малих річок в умовах обмежених властивостей до самоочистки.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Попередні результати проведених досліджень зміни стану малих річок у районі випусків очищених господарсько-побутових стічних вод населених пунктів дають змогу в перспективі під час відведення стоків максимально зберегти фоновий стан малих річок, скорочувати зони забруднення водотоків, де відбувається турбулентне перемішування стічних вод, асиміляція забруднень.

**Виклад основного матеріалу.** Зупинимось на характеристиці річкових басейнів, де виконувалися скиди досить очищених господарсько-побутових стічних вод населених пунктів, досліджувалися найбільш забруднені ділянки річок у районі водовипусків. Річки Удай, Бобрик, Тетерів та Конка входять до складу річкового басейну найбільшої водної артерії України – річки Дніпра, річки Малечковича, Ставчанка, Давидівка, Ушиця – до басейну Дністра. Всі річки протікають переважно в умовах рівнинного рельєфу, мають розвинену заплаву, живлення річок змішане. Кожна з річок протікає через декілька адміністративно-територіальних районів, річки мають довжину від витoku до гирла від 9 до 385 км, середня глибина річок  $h_{cp}$  становить від 0,1 до 2,5 м, швидкість течії  $V_{cp}$  –

Таблиця 1

Характеристика рівня забрудненості малих річок у районі водовипусків

Назва річки	Населений пункт	Витрати річки $Q_{\phi}$ , м <sup>3</sup> /с	Завислі речовини	БПК <sub>пов</sub>	ХПК	Азот амонійний	СПАР	Фосфати	Хлориди	Нітриги	Нітраги
Удай	Варва	4,31	2,35	0,64	12	0,27	0,02	0,11	75	0,02	0,08
Бобрик	Дружба	0,06	7,00	8,46	34	0,35	0,02	0,23	21	0,07	1,27
Малечковича	Солонка	0,04	12,0	3,86	15	0,52	0,07	0,41	32	0,02	6,78
Тетерів	Чуднів	1,86	120,0	2,10	36	0,20	0,65	0,90	65	0,10	0,80
Ставчанка	Пустомити	0,001	7,00	7,68	24	0,65	0,08	0,68	56	0,09	5,47
Давидівка	Давидів	0,008	20,0	2,75	28	0,69	0,00	0,72	55	0,08	7,25
Ушиця	Ст. Ушиця	2,14	250,0	5,47	36	0,78	0,31	0,81	84	0,05	5,86
Конка	Оріхів	2,31	5,0	6,57	24	1,50	0,03	0,50	35	0,15	6,57

Таблиця 2

Характеристика господарсько-побутових стічних вод населених пунктів

Назва річки	Населений пункт	Витрати стічних вод $Q_{ст}$ , м <sup>3</sup> /с	Завислі речовини	БПК <sub>пов</sub>	ХПК	Азот амонійний	СПАР	Фосфати	Хлориди	Нітриги	Нітраги
Удай	Варва	0,006	500	350	530	30	20	10	350	3,3	45
Бобрик	Дружба	0,003	520	260	450	28	18	15	280	3,8	38
Малечковича	Солонка	0,006	325	375	700	40	13	9	120	3,3	30
Тетерів	Чуднів	0,002	320	286	650	38	16	8	100	3,3	30
Ставчанка	Пустомити	0,031	425	375	800	50	23	14	320	4,5	52
Давидівка	Давидів	0,006	510	283	600	40	12	9	120	3,5	30
Ушиця	Ст. Ушиця	0,002	220	425	600	30	18	10	140	4,5	25
Конка	Оріхів	0,023	116	270	88	49	2	19	251	0,25	2



Рис. 1. Фотофіксація ділянок малих річок у районі скидів стічних вод

0,1–1,5 м/с, ширина русла  $B_{cp}$  – 2,5–40 м, ухил – 0,1–2,5 м/км.

Однією з важливих характеристик гідрологічного режиму ділянок річок, де відбуваються асиміляція та нейтралізація забруднень стічних вод, є витрати річки 95 %-ої забезпеченості  $Q_{\phi}$ , м<sup>3</sup>/с. Так, серед розглянутих річок найбільш повноводними є Конка, Тетерів та Ушиця із витратами до 4,3 м<sup>3</sup>/с, маловодними – річки Удай, Бобрик, Малечковича, Давидівка та Ставчанка з витратами до 0,008 м<sup>3</sup>/с. Для більшості водовипусків витрати стічних вод  $Q_{ст}$ , м<sup>3</sup>/с, більші

від витрат води у річках. Зокрема, для р. Ставчанка витрати стоків від м. Пустомити в районі водовипуску були більші за її витрату у 9,7 разів.

Під час реконструкції, технічного переоснащення та нового будівництва каналізаційних очисних споруд виконувались детальні лабораторні дослідження стану води по всій ділянці водотоку, починаючи від берегового водовипуску та закінчуючи контрольним створом. У табл. 1 наведено середньорічні дані по фоновому вмісту основних забруднюючих компонентів у річковій воді.

У процесі формування екологічно безпечних режимів експлуатації каналізаційних очисних споруд детальному дослідженню піддавались і господарсько-побутові стічні води від населених пунктів у період залпового накопичення, мінімальних витрат залежно від пори доби. У табл. 2 наведено дані по вмісту основних забруднюючих компонентів у стічних водах населених пунктів.

З погляду збереження нормального стану малих річок, які потерпають від скидів господарсько-побутових стічних вод населених пунктів, практичний інтерес становить саме зона забруднення річки від місця скиду (рис. 1).

Скиди стічних вод створюють велику неоднорідність якості води. Утворюються зони забруднення, де порушуються природні гідрохімічні та біологічні процеси, а концентрація забруднюючих речовин може бути вищою від допустимої норми [3–5]. Оскільки одні і ті ж водні об'єкти слугують для водокористування і приймають господарсько-побутові стічні води, то під час розташування нових та експлуатації наявних каналізаційних споруд необхідно чітко встановлювати масштаби поширення забруднюючих речовин. Чим меншою є зона забруднення річки, тим ефективнішою вважається робота каналізаційних споруд.

Завдання «меліорації» малих річок під час відведення стічних вод на початковому етапі полягала у пришвидшенні процесу їхнього перемішування зрічковим потоком для того, щоб уникнути стійких зон забруднення в районі скидів (рис. 1). Частіше такі зони спостерігаються в районі берегових водовипусків [1].

На процес перемішування стічних вод впливав також і незадовільний стан русла в районі скидів, його захаращеність, занесеність наносами та вищою водною рослинністю (рис. 1). Тому на практиці експлуатації каналізаційних споруд у кожному конкретному випадку підбирали таку конструкцію водовипусків, що сприяла збільшенню початкового розбавлення стічних вод. У тих випадках, де наявні берегові водовипуски сприяли меншій кратності розбавлення, приймалось рішення щодо їхньої заміни на руслові розсіюючі водовипуски.

Кратність початкового розбавлення стічних вод  $n_n$  під час використання берегових водовипусків встановлювалась за залежністю [5]:

$$n_n = \frac{0,248}{1-m} \cdot d^2 \left( \sqrt{m^2 + 8,1 \cdot \frac{1-m}{d^2}} - m \right) f, \quad (1)$$

де  $m$  – співвідношення швидкості течії річки до швидкісного напору стічних вод, м/с;  $d$  – відносний діаметр струменя стічних вод, м;  $f$  – коефіцієнт стискання струменя стічних вод; для берегових водовипусків приймається  $f=1$ .

Відносний діаметр струменя стічних вод розраховували за залежністю:

$$d = \sqrt{\frac{7,465}{\Delta V_{cr} \cdot [\Delta V_{cr}(1-m) + 1,92 \cdot m]}}, \quad (2)$$

$$\Delta V_{cr} = \frac{0,15}{V_{cr} - V_{cp}}, \quad (3)$$

де  $V_{cr}$  та  $V_{cp}$  – середня швидкість струменя стічних вод і течії річки, м/с.

Результати прогнозування початкового розбавлення стічних вод у районі малих річок під час використання берегових водовипусків наведено в табл. 3.

Під час розрахунків кратності початкового розбавлення стічних вод зі скидом через затоплений русловий розсіюючий водовипуск відносний діаметр струменя стічних вод  $d$ , м, визначався як співвідношення відстані між оголовками водовипуску  $l_1$ , м, до діаметру розсіюючої труби  $d_0$ , м. Для всіх водовипусків відстань між оголовками приймалась не менше  $l_1 = 0,5$  м, діаметр розсіюючих труб незалежно від витрат стічних вод становив  $d_0 = 0,15$  м. З метою більш ефективного перемішування стічних вод створювалися всі передумови для збільшення швидкості їхнього випуску. Попереднє накопичення очищених стічних вод у закритих резервуарах дало змогу регулювати швидкість потоку стічних вод у річку.

Кратність початкового розбавлення стічних вод  $n_n$  у районі руслових водовипусків визначалась за залежністю (1), при цьому коефіцієнт стискання струменя стічних вод  $f$  із оголовків розраховувався за іншою залежністю [4]:

Таблиця 3

Початкове розбавлення стічних вод під час берегових водовипусків

Назва річки	Швидкість стічних вод $V_{cr}$ , м/с	Швидкість течії річки $V_{cp}$ , м/с	$\Delta V_{cr}$ , м/с	Відносний діаметр струменя $d$ , м	Співвідношення швидкісних напорів $m$	Кратність початкового розбавлення $n_n$
Удай	0,05	0,21	-0,94	0,82	4,20	0,14
Бобрик	0,08	0,18	-1,50	1,10	2,25	0,34
Малечковича	0,04	0,12	-1,88	0,89	3,00	0,23
Тетерів	0,16	0,08	1,88	1,98	0,50	0,50
Ставчанка	0,08	0,25	-0,88	0,97	3,13	0,26
Давидівка	0,13	0,10	5,00	1,68	0,77	1,06
Ушиця	0,05	1,52	-0,10	0,35	30,40	0,008
Конка	0,17	0,46	-0,52	1,11	2,71	0,68

$$f = 1,825 \cdot \frac{h}{d} - 0,781 \cdot \left(\frac{h}{d}\right)^2 - 0,0038, \quad (4)$$

де  $h$  – середня глибина річки в районі водовипуску стічних вод, м.

Результати прогнозування початкового розбавлення стічних вод у районі малих річок під час використання руслових водовипусків наведено в табл. 4.

Результати експлуатації комплексів каналізаційних очисних споруд населених пунктів на досліджуваних річках підтвердили ефект початкового розбавлення стічних вод завдяки пошуку оптимальної величини відстані між оголовками розсіюючої труби  $l_1$  та її діаметра  $d_0$ . Ефективне співвідношення між швидкістю течії річки та випуском стічних вод становило не менше  $V_{ct} \geq 4V_{cp}$ .

Отже, на практиці експлуатації наявних каналізаційних очисних споруд у населених пунктах Варва, Чуднів, Пустомити та Стара Ушиця було прийнято рішення відмовитися від берегових водовипусків на користь руслових.

Задача «меліорації» малих річок під час відведення стічних вод також полягала у збільшенні ефекту їхнього основного розбавлення [3–5]. Основне розбавлення стічних вод реалізується завдяки турбулентній властивості водного потоку. Якщо у річку поступає певна витрата стічних вод, то далі вона буде змішуватися з річковою водою, причому вплинути на цей процес, як зазначають спеціалісти [3–5], практично неможливо. Основне розбавлення стічних вод у річках зумовлюється перш за все тим, що воно не залежить від участі людини. Але інколи самоочисної здатності річки для нейтралізації привнесених забруднень може бути не досить. Тому на практиці експлуатації каналізаційних очисних споруд, окрім досягнення мінімального вмісту забруднюючих компонентів у стоках, можна збільшити ефект їх турбулентного перемішування у річці.

Для малих річок ефект турбулентного перемішування рекомендується визначати через коефіцієнт турбулентної дифузії  $D$ , м<sup>2</sup>/с, за А.В. Караушевим [4]:

$$D = \frac{g \cdot V_{cp} \cdot h_{cp}}{37 \cdot n_{ш} \cdot S_h^2}, S_h = \frac{R^y}{n_{ш}}, \quad (5)$$

$$y = 2,5 \cdot \sqrt{n_{ш}} - 0,13 - 0,75 \cdot \sqrt{R} \cdot (\sqrt{n_{ш}} - 0,1), \quad (6)$$

де  $g$  – прискорення вільного падіння, м/с<sup>2</sup>;  $n_{ш}$  – коефіцієнт шорсткості русла;  $S_h$  – коефіцієнт Шезі, м<sup>0,5</sup>/с;  $R$  – гідравлічний радіус, для спрощення розрахунків практично дорівнює середній глибині водного потоку  $h_{cp}$ ,  $R \approx h_{cp}$ , м.

Дійсно, на практиці складно збільшити ефект турбулентного перемішування стічних вод без втручання в гідрологічні процеси малої річки. Але більшість малих річок у районі скидів господарсько-побутових стічних вод, як показує практика, має низьку самоочисну здатність саме через незадовільний гідрологічний і санітарний стан [1; 3]. Розчищення русла річки на ділянці водотоку, де відбувається турбулентне перемішування стічних вод, від зайвих наносів, вищої водної рослинності, гілок дерев сприяє збільшенню середньої глибини  $h_{cp}$ , м, та швидкості течії річки  $V_{cp}$ , м/с, зростають її витрати  $Q_{зм}$ , м<sup>3</sup>/с, які впливають на процес безпосереднього розбавлення стічних вод [4; 5]:

$$n_0 = \frac{Q_{ct} + Q_{зм}}{Q_{ct}}, Q_{зм} = \gamma \cdot Q_{\phi}, \quad (7)$$

$$\gamma = \frac{1 - \beta}{1 + \frac{Q_{\phi}}{Q_{ct}} \cdot \beta}, \beta = \exp^{-\alpha \cdot \sqrt[3]{L}}, \alpha = \xi \cdot \varphi \cdot \sqrt{\frac{D}{Q_{ct}}}, \quad (8)$$

де  $n_0$  – кратність основного розбавлення стічних вод;  $\gamma$  – коефіцієнт у діапазоні величин від 0 до 1;  $\beta$  та  $\alpha$  – гідрологічні коефіцієнти, що залежать від особливостей водного потоку;  $L$  – відстань від місця випуску стічних вод до контрольного створу, приймається  $L = 500$  м;  $\xi$  – коефіцієнт, що характеризує тип водовипуску стічних вод,  $\xi = 1,5$ ;  $\varphi$  – коефіцієнт звивистості річки.

У табл. 5 наведено результати збільшення кратності основного розбавлення стічних вод на малих річках шляхом видалення річкових наносів.

Слід зазначити, що до днопоглиблюваних робіт, збільшення пропускної здатності таких річок, як

Таблиця 4

Початкове розбавлення стічних вод під час руслових водовипусків

Назва річки	Швидкість стічних вод $V_{ct}$ , м/с	Швидкість течії річки $V_{cp}$ , м/с	Відносний діаметр струм. $d$ , м	Середня глибина $h$ , м	Коефіцієнт стискання $f$	Співвідношення швидкісних напорів $m$	Кратність початкового розбавлення $n_{ш}$
Удай	0,84	0,21	3,33	0,42	0,41	0,25	9,01
Бобрик	0,72	0,18	3,33	0,65	0,59	0,25	8,99
Малечковича	0,48	0,12	3,33	0,25	0,25	0,25	9,03
Тетерів	0,32	0,08	3,33	0,56	0,52	0,25	9,00
Ставчанка	1,00	0,25	3,33	0,15	0,15	0,25	9,03
Давидівка	0,40	0,10	3,33	0,18	0,18	0,25	9,03
Ушиця	6,08	1,52	3,33	0,36	0,35	0,25	9,02
Конка	1,84	0,46	3,33	1,28	0,94	0,25	8,91

Таблиця 5

## Основне розбавлення стічних вод шляхом днопоглиблення річок

Назва річки	Удай	Бобрик	Малечковича	Тетерів	Ставчанка	Давидівка	Ушця	Конка
Параметр								
До днопоглиблених робіт								
Глибина $h_{cp}$ , м/с	0,42	0,65	0,25	0,56	0,15	0,18	0,36	1,28
Швидкість течії $V_{cp}$ , м/с	0,21	0,18	0,12	0,08	0,25	0,10	0,52	0,46
Шорсткість русла $n_{ш}$	0,65	0,86	0,55	0,73	0,62	0,85	0,53	0,67
Коефіцієнт $\gamma$	1,59	2,11	1,29	1,82	1,35	1,77	1,32	1,98
Коефіцієнт Шезі $S_{ш}$ , м <sup>0,5</sup> /с	0,39	0,47	0,30	0,48	0,12	0,06	0,49	2,43
Турбулентність $D$ , м <sup>2</sup> /с	0,05	0,04	0,02	0,02	0,06	0,05	0,10	0,05
Витрата стоків $Q_{ст}$ , м <sup>3</sup> /с	0,006	0,003	0,006	0,002	0,031	0,006	0,002	0,023
Витрата річки $Q_{ф}$ , м <sup>3</sup> /с	4,31	0,06	0,04	1,86	0,001	0,008	2,14	2,31
Коефіцієнт $\alpha$	2,09	2,68	1,50	2,19	1,09	2,16	5,18	1,08
Коефіцієнт $\beta$	6,36E-08	5,71E-10	6,93E-06	2,85E-08	1,82E-04	3,52E-08	1,48E-18	1,88E-04
Коефіцієнт $\gamma$	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,98
Витрати річки $Q_{зм}$ , м <sup>3</sup> /с	4,31	0,06	0,04	1,86	0,00	0,01	2,14	2,27
Кратність розбавлення $n_0$	719	21	8	931	1	2	1071	100
Після днопоглиблених робіт								
Глибина $h_{cp}$ , м/с	0,42	1,25	0,67	1,34	0,69	0,78	0,36	1,56
Швидкість течії $V_{cp}$ , м/с	0,21	0,67	0,76	0,59	0,63	0,53	0,52	1,02
Шорсткість русла $n_{ш}$	0,65	0,86	0,55	0,73	0,62	0,85	0,53	0,67
Коефіцієнт $\gamma$	1,59	2,36	1,50	2,13	1,66	2,15	1,32	2,06
Коефіцієнт Шезі $S_{ш}$ , м <sup>0,5</sup> /с	0,39	1,97	1,00	2,55	0,87	0,69	0,49	3,74
Турбулентність $D$ , м <sup>2</sup> /с	0,05	0,07	0,12	0,06	0,11	0,09	0,10	0,08
Витрата стоків $Q_{ст}$ , м <sup>3</sup> /с	0,006	0,003	0,006	0,002	0,031	0,006	0,002	0,023
Витрата річки $Q_{ф}$ , м <sup>3</sup> /с	4,31	5,02	1,52	7,11	1,31	1,03	3,38	11,1
Коефіцієнт $\alpha$	2,09	3,51	3,40	3,98	1,39	2,96	5,18	1,44
Коефіцієнт $\beta$	6,36E-08	8,49E-13	2,01E-12	2,03E-14	1,62E-05	6,35E-11	1,48E-18	1,14E-05
Коефіцієнт $\gamma$	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,99
Витрати річки $Q_{зм}$ , м <sup>3</sup> /с	4,31	5,02	1,52	7,11	1,31	1,03	3,38	11,04
Кратність розбавлення $n_0$	719	1674	254	3556	43	173	1691	481

Таблиця 6

Зведені результати з покращення якості води у малих річках у межах меліоративних заходів під час утилізації господарсько-побутових стічних вод населених пунктів Дружба, Солонка, Пустомити та Давидів

Співвідношення витрат річки $Q_{ф}$ до витрат стічних вод $Q_{ст}$	Завислі речовини	БПК <sub>пов</sub>	ХПК	Азот амонійний	СПАР	Фосфати	Хлориди	Нітриги	Нітрати
До меліорації р. Бобрик – 20	6,12	9,10	40	0,57	0,03	0,69	60	0,10	5,29
Після меліорації р. Бобрик – 1673	5,00	6,54	21	0,25	0,01	0,16	16	0,06	1,04
До меліорації р. Малечковича – 7	12,41	5,24	23	0,43	0,03	0,28	79	0,05	4,73
Після меліорації р. Малечков. – 253	8,00	1,12	8	0,31	0,01	0,21	30	0,01	4,45
До меліорації р. Ставчанка – 0,03	37,77	35,8	131	3,00	0,00	8,80	329	0,01	0,00
Після меліорації р. Ставчанка – 42	5,03	4,48	14	0,65	0,00	0,69	56	0,009	0,00
До меліорації р. Давидівка – 1,3	16,58	4,47	28	0,53	0,00	0,46	85	0,08	5,25
Після меліорації р. Давидівка – 172	12,00	1,75	24	0,46	0,00	0,34	34	0,03	5,17

Бобрик, Малечковича, Ставчанка та Давидівка з витратами не більше 0,008 м<sup>3</sup>/с, їхня здатність до самоочистки була мінімальною, що сприяло перевищенню норми вмісту забруднюючих речовин у контрольному створі (на відстані 500 м) навіть під час відведення досить очищених і незаражених господарсько-побутових стічних вод. Після розчищення русла річок у районі зони забруднення ефект основного розбавлення зріс практично у 80 разів на р. Бобрик, у 32 рази – на р. Малечковича, у 43 рази – на р. Ставчанка та у 87 разів – на р. Давидівка. Такий ефект сприяв не лише зменшенню концентрацій забруднюючих речовин у контрольному створі (на відстані 500 м), але й дав змогу скоротити зону забруднення річки після скиду стічних вод шляхом зменшення відстані від руслових водовипусків до створів повного розбавлення. Прийнято, що ефект самоочистки річки від забруднень господарсько-побутових стічних вод має наступити на відстані понад 500 м від місця скиду [1–5], але для річок Бобрик і Давидівка регулярні лабораторні дослідження встановили достатній ефект нейтралізації забруднень уже на відстані до 100 м від місця скиду, а для річок Малечковича та Ставчанка – на відстані понад 200 м.

Попереднє накопичення очищених стічних вод у резервуарах перед їх відведенням дало змогу не лише збільшити ефект початкового розбавлення через руслові водовипуски, але і безпечно утилізувати на ділянках річок в умовах малих витрат і підвищеного гідрохімічного фону. Під час формування режимів експлуатації муніципальних очисних споруд у кожному конкретному випадку було розроблено так звану програму скидів досить очищених стічних вод, їхньої періодичності та витрат [1]. «Дозування» очищених стічних вод дало змогу зберегти фоновий стан річки, а для деяких показників якості води сприяло зниженню їхнього значення порівняно з фоновією величиною в умовах наявного антропогенного навантаження, незадовільного гідрологічного та санітарного стану річки.

У табл. 6 наведено результати покращення фоновіого стану річок Бобрик, Малечковича, Ставчанка та Давидівка за умови реалізації перерахованих вище меліоративних заходів та обґрунтованого підходу до режиму утилізації стоків.

**Головні висновки.** Зменшення витрат досить очищених господарсько-побутових стічних вод із відповідним збільшенням пропускної здатності русла малих річок, підбору раціональної конструкції водовипусків у межах меліоративних заходів, спрямованих на підвищення ефекту початкового та основного розбавлення стоків, дало змогу досягнути покращення стану річкової води шляхом зменшення величини БПК<sub>пов</sub> в р. Бобрик у 1,5 разів, р. Малечковича – у 6 разів, р. Ставчанка – у 8 разів, р. Давидівка – у 3 рази, також зменшилась величина азоту амонійного для р. Бобрик у 3 рази, р. Малечковича – у 2 рази, р. Ставчанка – у 7 разів, р. Давидівка – у 1,5 рази. Такий меліоративний ефект сприяв збільшенню вмісту розчиненого кисню на ділянці водотоку, де відбувалось турбулентне перемішування стічних вод, а через підвищення пропускної здатності річок відстань від місця скиду до створу повного розбавлення стічних вод значно скоротилась. Помітно зменшились масштаби евтрофікації води на річках, чому сприяло також зменшення концентрації фосфатів для р. Бобрик у 4 рази, для р. Малечковича – у 2 рази, р. Ставчанка – у 13 разів, р. Давидівка – у 0,7 разів. Меліоративний ефект сприяв також і зменшенню завислих речовин у р. Бобрик, Малечковича та Давидівка. Але найкращий ефект був характерний саме для р. Ставчанка, де витрати стічних вод перевищували її витрату у 9,7 разів.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Для збереження нормального стану малих річок, окрім впровадження технологій інтенсифікації процесів очищення та незараження стічних вод, варто звертати увагу на фоновий стан річок, їхню здатність до розбавлення стічних вод. Якщо на практиці експлуатації каналізаційних споруд маємо значні витрати стічних вод порівняно з річкою, або склад стічних вод не відповідає правилам водовідведення, чи фоновий стан річки до водовідведення незадовільний, тоді шляхом системного пошуку безпечного співвідношення стічних вод до природного потоку, реалізації заходів із підвищення кратності розбавлення стоків і покращення гідрологічного та санітарного стану річки виникає можливість регулювати антропогенне навантаження на річку з урахуванням несанкціонованих джерел забруднення.

### Література

1. Атаєв С.В. Поліпшення стану річок шляхом розбавлення із попередньо очищеними господарсько-побутовими стічними водами. *III-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2019)* : зб. наук. пр. ВНТУ, м. Вінниця, 25–27 вересня 2019 р. Вінниця, 2019. С. 65. URL: <http://ineek.vntu.edu.ua> (дата звернення: 07.01.2020).
2. Атаєв С.В. Проблеми надійної та безпечної експлуатації систем водовідведення населених пунктів. *Науково-технічний збірник «Комунальне господарство міст»*. Серія: Технічні науки та архітектура. 2013. Вип. 110. С. 77–84.
3. Гагарина О.В., Куртеева А.Г. Исследование разбавления сточных вод в городских реках, попадающих под воздействие организованных источников загрязнения в условиях повышенного гидрохимического фона (на примере реки Карлутка в пределах города Ижевска). *Вестник Удмуртского университета*. 2017. Т. 27. Вып. № 4. С. 427–436.
4. Караушев А.В. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Ленинград : Гидрометеиздат, 1987. 286 с.
5. Родзиллер И.Д. Прогноз качества воды водоемов – приемников сточных вод. Москва : Стройиздат, 1984. 263 с.
6. Лернер А.Д., Ингачов А.Д. О нормировании сбросов сточных вод, ПДК и экологических платежей. *Водоснабжение и санитарная техника*. 2011. № 1. С. 40–44.

## ПРЕДОТВРАЩЕНИЕ СБРОСА ФЕКАЛЬНЫХ СТОКОВ В АЗОВСКОЕ МОРЕ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ АНАЭРОБНЫХ ПРОЦЕССОВ

Бутенко Э.О.<sup>1</sup>, Капустин А.Е.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Приазовский государственный технический университет  
ул. Университетская, 7, 87555, г. Мариуполь, Донецкая область  
butenkoeo@rambler.ru

<sup>2</sup>Miami University Oxford  
501 E High St, 45056, Oxford  
kapustinlesha@gmail.com

Одним из способов очистки сточных вод является анаэробное сбраживание. Под анаэробным сбраживанием понимают микробиологические процессы ассимиляции загрязнений симбиозом микроорганизмов в анаэробных условиях, при этом одновременно со снижением концентрации загрязнителя выделяется так называемый биогаз, состоящий из метана и углекислоты. Анаэробное сбраживание, как правило, используют для первичной очистки высококонцентрированных стоков с содержанием загрязнений от 3000 мг/л ХПК. В отличие от аэробных систем очистки, в анаэробных системах количество основных групп микроорганизмов, участвующих в ассимиляции загрязнений, существенно меньше. По своим пищевым потребностям все микроорганизмы анаэробного циноза можно условно разбить на три группы. Первая группа включает гидролитические микроорганизмы, обеспечивающие первичный гидролиз высокомолекулярных соединений до низкомолекулярных органических кислот. Вторая группа микроорганизмов – гетероацетогенные, синтезирующие уксусную кислоту и водород; третья группа – метаногенные микроорганизмы, образующие метан при ассимиляции водорода и/или уксусной кислоты. Конструкции метантанков в первую очередь определяются тем, для каких целей они используются и на какое количество загрязнений рассчитаны. Самое широкое применение нашли аппараты небольшого объема с умеренной производительностью. Малая интенсивность очистки компенсируется простотой аппарата и низкими капитальными затратами. Эти аппараты, как правило, представляют собой железобетонные емкости с плавающей крышкой, которая одновременно служит как сборник биогаз. Загрузка и выгрузка аппарата осуществляется вручную с недельной периодичностью. Предлагается альтернативный способ переработки фекальных и навозных стоков с помощью микробиологических процессов анаэробного брожения, с получением горячей воды, электроэнергии, обеззараженного удобрения, а главное – предотвращающего выбросы в окружающую среду. *Ключевые слова:* фекальные стоки, навоз, анаэробные процессы.

**Запобігання скиданню фекальних стоків в Азовське море з використанням анаеробних процесів. Бутенко Е.О., Капустін О.Є.**

Одним із способів очищення стічних вод є анаеробне зброджування. Під анаеробним зброджуванням розуміють мікробіологічні процеси асиміляції забруднень симбіозом мікроорганізмів в анаеробних умовах, при цьому одночасно зі зниженням концентрації забруднювача виділяється так званий біогаз, що складається з метану і вуглекислоти. Анаеробне зброджування, як правило, використовують для первинного очищення висококонцентрованих стоків із вмістом забруднень від 3000 мг/л ХСК. На відміну від аеробних систем очищення, в анаеробних системах кількість основних груп мікроорганізмів, що беруть участь в асиміляції забруднень, істотно менша. За своїми харчовими потребами всі мікроорганізми анаеробного цинозу можна умовно розбити на три групи. Перша група включає гідролітичні мікроорганізми, що забезпечують первинний гідроліз високомолекулярних сполук до низкомолекулярних органічних кислот. Друга група мікроорганізмів – гетероацетогенні, які синтезують оцтову кислоту і водень; третя група – метаногенні мікроорганізми, що утворюють метан під час асиміляції водню і/або оцтової кислоти. Конструкції метантанк насамперед визначаються тим, для яких цілей вони використовуються і на яку кількість забруднень розраховані. Саме широкое застосування знайшли апарати невеликого обсягу з помірною продуктивністю. Мала інтенсивність очищення компенсується простотою апарату і низькими капітальними витратами. Ці апарати, як правило, являють собою залізобетонні ємності з плаваючою кришкою, яка одночасно служить як збірник біогаз. Завантаження і вивантаження апарату здійснюється вручну з тижневою періодичністю. Пропонується альтернативний спосіб переробки фекальних і гнійових стоків за допомогою мікробіологічних процесів анаеробного бродіння, з отриманням гарячої води, електроенергії, незараженого добрива, а головне – із запобіганням викидам у навколишнє середовище. *Ключові слова:* фекальні стоки, гній, анаеробні процеси.

**Prevention of the discharge of fecal effluents into the Sea of Azov using anaerobic processes. Butenko E., Kapustin O.**

One way of wastewater treatment is anaerobic digestion. Under anaerobic digestion is understood the microbiological processes of assimilation of pollution by symbiosis of microorganisms under anaerobic conditions, while at the same time, the so-called biogas consisting of methane and carbon dioxide is released. Anaerobic digestion, as a rule, is used for the primary treatment of highly concentrated effluents, with a pollution content of 3000 mg/l COC. Unlike aerobic purification systems in anaerobic systems, the number of major groups of microorganisms involved in the assimilation of pollution is significantly less. According to their nutritional needs, all microorganisms of anaerobic cynosis can be divided into three groups. The first group includes hydrolytic microorganisms, which provides primary hydrolysis of high molecular weight compounds to low molecular weight organic acids. The second group

of microorganisms is heteroacetogenic, synthesizing acetic acid and hydrogen, the third group is methanogenic microorganisms that form methane during the assimilation of hydrogen and/or acetic acid. Designs of methane tanks are primarily determined by the purpose for which they are used and how much pollution they are designed for. The most widely used devices are small volume, with moderate performance. Low cleaning intensity is compensated by the simplicity of the apparatus and low capital costs. These devices, as a rule, are reinforced concrete tanks with a floating lid, which simultaneously serves as a biogas collector. The device is loaded and unloaded manually at weekly intervals. An alternative method of processing fecal and manure wastes using microbiological processes of anaerobic fermentation, with the production of hot water, electricity, disinfected fertilizer, and most importantly, preventing emissions into the environment, is proposed. *Key words*: fecal runoff, manure, anaerobic processes. One way of wastewater treatment is anaerobic digestion. Under anaerobic digestion is understood the microbiological processes of assimilation of pollution by symbiosis of microorganisms under anaerobic conditions, while at the same time, the so-called biogas consisting of methane and carbon dioxide is released. Anaerobic digestion, as a rule, is used for the primary treatment of highly concentrated effluents, with a pollution content of 3000 mg/l. Unlike aerobic purification systems in anaerobic systems, the number of major groups of microorganisms involved in the assimilation of pollution is significantly less. According to their nutritional needs, all microorganisms of anaerobic cynosis can be divided into three groups. The first group includes hydrolytic microorganisms, which provides primary hydrolysis of high molecular weight compounds to low molecular weight organic acids. The second group of microorganisms is heteroacetogenic, synthesizing acetic acid and hydrogen, the third group is methanogenic microorganisms that form methane during the assimilation of hydrogen and/or acetic acid. Designs of methane tanks are primarily determined by the purpose for which they are used and how much pollution they are designed for. The most widely used devices are small volume, with moderate performance. Low cleaning intensity is compensated by the simplicity of the apparatus and low capital costs. These devices, as a rule, are reinforced concrete tanks with a floating lid, which simultaneously serves as a biogas collector. The device is loaded and unloaded manually at weekly intervals. An alternative method of processing fecal and manure wastes using microbiological processes of anaerobic fermentation, with the production of hot water, electricity, disinfected fertilizer, and most importantly, preventing emissions into the environment, is proposed. *Key words*: fecal runoff, manure, anaerobic processes.

**Постановка проблемы.** Побережье Азовского моря представляет собой территорию, плотно застроенную пансионатами, домами отдыха и другими подобными сооружениями. К сожалению, большая часть не подключена к централизованной канализационной сети, что приводит к непосредственному попаданию абсолютно неочищенных фекальных стоков в море. К тому же стоки попадают прямо в район пляжей, с большим количеством отдыхающих, а также находящихся в курортно-лечебных учреждениях. Фекальные стоки, попадающие в воду в теплое время года, приводят к резкому удельному увеличению содержания патогенных микроорганизмов. Количество сбрасываемых в Азовское море фекальных неочищенных стоков неизвестно из-за отсутствия достоверных данных об оборудовании предприятий отдыха, но, по нашим приблизительным оценкам, составляет порядка 100 тысяч тонн только по побережью, находящемуся в пределах Донецкой области.

Кроме предприятий отдыха, в прибрежной зоне находятся сельскохозяйственные предприятия, связанные с разведением крупного рогатого скота, свиней, птицы. Практически ни одно из этих предприятий не оборудовано системой очистки, в результате чего навозные стоки также попадают в Азовское море. Данные по этим загрязнениям также не достоверны, но их количество сравнимо с фекальными загрязнениями.

**Актуальность исследования.** Из-за неорганизованных и неочищенных биологических сбросов происходит сильнейшее загрязнение микроорганизмами, самыми опасными из которых являются гельминты. Как показал опыт сооружения канализационного коллектора Ялта-Мариуполь, в настоящее время сооружение разветвленной канализационной сети на побережье маловероятно из-за значительных капита-

ловложений, общего состояния экономики и периодической работы большинства предприятий отдыха.

Нами предлагается альтернативный способ переработки фекальных и навозных стоков с помощью микробиологических процессов анаэробного брожения, с получением горячей воды, электроэнергии, обеззараженного удобрения, а главное – с предотвращением выбросам в окружающую среду.

**Анализ последних исследований и публикаций.** Одним из способов очистки сточных вод является анаэробное сбраживание. Под анаэробным сбраживанием понимают микробиологические процессы ассимиляции загрязнений симбиозом микроорганизмов в анаэробных условиях, при этом одновременно со снижением концентрации загрязнителя выделяется так называемый биогаз, состоящий из метана и углекислоты [1; 2].

Анаэробное сбраживание, как правило, используют для первичной очистки концентрированных стоков с содержанием загрязнений от 3000 мг/л ХПК.

В отличие от аэробных систем, в анаэробных количество групп микроорганизмов, участвующих в ассимиляции загрязнений, существенно меньше. По пищевым потребностям все микроорганизмы анаэробного циноза можно разбить на три группы. Первая включает гидролитические микроорганизмы, обеспечивающие первичный гидролиз высокомолекулярных соединений до низкомолекулярных кислот. Вторая группа микроорганизмов – гетероацетогенные, синтезирующие уксусную кислоту и водород; третья группа – метаногенные микроорганизмы, образующие метан при ассимиляции водорода и/или уксусной кислоты [1–3].

Все перечисленные группы микроорганизмов образуют единый биоценоз, где продукты жизнедеятельности каждой группы являются субстратом для других групп. Численный и видовой состав попу-



ляций в симбиозе может меняться в зависимости от условий, задаваемых при проведении процесса очистки и в зависимости от состава питательной среды – загрязнителя.

К условиям, влияющим на развитие тех или иных форм микроорганизмов, в первую очередь относятся такие: температура, рН среды и наличие в среде культивирования в различных концентрациях серы и азота.

Системы очистки могут работать в различных температурных режимах – психрофильном (менее 20 °С), мезофильном (20–45 °С), термофильном (50–65 °С). Скорость очистки существенно зависит от температуры и наиболее эффективными являются термофильные методы очистки, однако часто преимущество в скорости очистки не может компенсироваться тем количеством тепла, которое необходимо подводить к системе [4]. Зато при термофильном режиме сбраживания практически полностью погибают микроорганизмы энтерогруппы (кишечные палочки) и яйца гельминтов.

Так как каждая из групп микроорганизмов, участвующих в анаэробном процессе очистки имеет свои оптимумы рН, отличающиеся между собой, то целесообразно либо проводить процесс при среднем значении рН, либо осуществлять несколько стадийную очистку с изменяющимися значениями кислотности.

**Выделение не решенных ранее частей общей проблемы, которым посвящается данная статья.** Системы для анаэробной очистки стоков существуют достаточно давно, и максимальное их количество приходится на страны Юго-Восточной Азии, например, в Китае насчитывается, по одним данным, более 7 миллионов, по другим данным, около миллиона систем очистки. В Индии систем для анаэробной очистки насчитывается более миллиона. Это обусловлено климатическими условиями, позволяющими без дополнительного подвода тепла, только за счет жизнедеятельности микроорганизмов поддерживать достаточно высокую температуру и, как следствие, высокую скорость очистки.

Конструкции метантанков в первую очередь определяются тем, для каких целей они используются и на какое количество загрязнений рассчитаны [4].

В Китае, Индии нашли широкое применение аппараты небольшого объема – до 6 м<sup>3</sup>, с производительностью по биогаз 1–3 м<sup>3</sup> в сутки. Малая интенсивность очистки компенсируется простотой аппарата и низкими капитальными затратами – около \$200 США. Эти аппараты, как правило, представляют собой железобетонные емкости с плавающей крышкой, которая одновременно служит как сборник биогаз. Загрузка и выгрузка аппарата осуществляется вручную с периодичностью 7–12 дней [3; 5].

Аппаратурное оформление процессов анаэробной очистки в европейских странах более разнообразно, но все типы реакторов можно классифицировать в зависимости от типа задержания биомассы в объеме реактора и способа контакта биомассы с очища-

емой жидкостью на следующие группы: анаэробные биофильтры; реакторы со стационарным нисходящим потоком; реакторы с расширяющимся и псевдоожиженным слоем. Анализ конструкций реакторов и способов очистки показывает, что наибольшая степень очистки и наибольшая глубина очистки достигается в случае применения реакторов с максимальной возможной плотностью активного ила.

**Экспериментальная часть.** В процессе исследований проводили определение ХПК бихроматным методом. Определение микроорганизмов энтерогруппы проводили с использованием агаризованной диагностической среды Эндо. Количественное определение гельминтов проводится по методу Столла.

Эксперименты по сбраживанию навоза и фекальных стоков проводились в периодических условиях. Исследуемый навоз анализировали на ХПК, содержание гельминтов и энтеробактерий; после чего загружали в реактор, задавали температуру и перемешивание, во всех случаях, если не оговорено отдельно, интенсивность перемешивания составляла 100 об/мин, при амплитуде перемешивания 3 мм.

**Изложение основного материала.** После прогрева инкубационной смеси в течение 1 часа и ее дегазации замерялось нулевое значение выделившегося газа. Данная точка считалась началом эксперимента. После этого вводилась культура микроорганизмов. В ходе эксперимента фиксировалось количество выделившегося газа (два раза в сутки) и анализировался его состав. После того, как процесс брожения оканчивался, в навозе определяли ХПК, содержание гельминтов и микроорганизмов энтерогруппы. В ходе эксперимента определяли кислотность среды, по показанию рН метра.

Количество выделяющегося биогаза определяли по количеству воды, вытесненной за определенный интервал времени из газгольдера. Качественный состав газа анализировали хроматографически.

Разработанный нами реактор-метантенк представлял собой цилиндрическую емкость с внутренней обрешеткой, устройством для механического перемешивания сбора газа, загрузочного и разгрузочного устройств.

Перед началом эксперимента в суспензии навоза определяли рН среды, начальное значение ХПК, общую обсемененность, содержание гельминтов. Температуру сбраживания варьировали в диапазоне от 25 до 65 °С.

После начала прогрева навоза в течение 24–25 часов образование биогаза практически не наблюдается, при этом происходит закисление среды культивирования с рН = 6,4 до рН = 4,6. Далее начинается образование биогаза. Количество биогаза возрастает экспоненциально и заканчивается через 47–49 часов. Общее количество биогаза, образовавшееся при этом, составляет 28–30 объемов от объема загружаемого навоза. Хроматографический анализ газа показал, что состав газа меняется в зависимости

от фазы развития микроорганизмов; на первых этапах в начальный момент газообразования состав газа 64% метана, 35% углекислого газа и примеси водорода и CO. В середине фазы и в конце процентное содержание метана возрастает до 70–73%, а углекислого газа снижается, соответственно, до 26–29%.

Изменение рН среды культивирования и газовыделение свидетельствуют о двухступенчатом процессе разложения органических загрязнений: на первой стадии происходит разложение высокомолекулярных соединений до кислот – уксусной, пропионовой, масляной; далее непосредственно метановое брожение с выделением метана и углекислого газа.

Изменение ХПК в ходе процесса и газообразования прямо пропорциональны. При начальных концентрациях ХПК 4500 мгО /л в конце процесса очистки ХПК составило 900 мгО /л.

В процессе периодического культивирования были определены титр энтеробактерий и концентрация гельминтов. Титр энтеробактерий в процессе культивирования снижался с 50 кл/мл до 10 кл/мл в конце процесса. Содержание гельминтов в сброженном навозе равно нулю при среднем начальном количестве гельминтов 60–80 кл/мл.

Последовательное развитие микрофлоры анаэробных микроорганизмов – кислотных и метанобразующих – делает периодический процесс очистки малоэффективным. Нами были предприняты попытки проведения процесса очистки в отъёмно-доливном режиме, когда часть сбродившего навоза удаляется из реактора и добавляется равная часть «свежего» навоза. При этом оставшийся навоз служит источником анаэробных микроорганизмов.

При проведении такого процесса варьировали долю оставляемого навоза 10, 15, 20%, количество повторных циклов составляло 4. Все остальные

параметры процесса – температура, интенсивность перемешивания, объем инкубационной смеси, оставались постоянными.

Данные по сбраживанию навоза приведены в таблице 1.

Как видно из таблицы, продолжительность процесса очистки с увеличением доли оставляемого сброженного навоза, который служит инокулятом, снижается. В каждом последующем цикле продолжительность фазы кислотного гидролиза также снижается, то есть происходит адаптация микрофлоры активного ила, развивающегося в метантенке.

Влияние температуры на процесс сбраживания очень существенно. Различают процессы сбраживания при температурах 35–37 °С, 45–47 °С и 55–65 °С, Проведение сбраживания при температурах 55–65 °С считается самым перспективным. Нами были проведены процессы сбраживания во всех приведенных интервалах температур.

Процессы сбраживания происходят при всех температурах, но скорость сбраживания резко отличается. Так при проведении сбраживания при комнатной температуре (без термостатирования) продолжалось в течении 4 недель, при этом выход газа снижался с 28–30 об/об. жидкости до 5–8 об/об. жидкости. Состав газа при этом был: метана – 63%, углекислого газа – 36%. При низких температурах наблюдалась и достаточно высокое значение остаточного ХПК=2800 мгО/л.

При температуре 63–66 °С процесс очистки не проходил в течении 7 суток, что может свидетельствовать о полной гибели микрофлоры навоза.

Существенным является то, что при различных температурах очистки титр энтеробактерий и содержание гельминтов различно. Так, при температурах ниже 37 °С количество энтеробактерий даже возрас-

Таблица 1

**Сбраживание навоза при различных реакционных условиях**

№ цикла	Время гидролиза, час	Время брожения, час	Количество биогаза, л/л	ХПК конечное, мгО/л
10% остатка навоза				
1	25	25	28	980
2	18	21	24	965
3	15	18	25	920
4	12	15	25	925
15% остатка навоза				
1	25	25	30	945
2	16	20	25	955
3	14	16	26	990
4	12	13	26	895
20% остатка навоза				
1	25	25	29	965
2	15	18	23	860
3	13	15	24	830
4	11	13	24	845

тает в сравнении с начальными значениями, увеличивается и содержание гельминтов. Увеличение температуры до 45 °С приводит к гибели гельминтов, но в навозе еще присутствует достаточно большое количество энтеробактерий, и лишь при температуре 55 °С содержание энтеробактерий резко снижается.

Проведение реального процесса очистки сопровождается колебаниями температуры, поддерживаемой в аппарате. Снижение температуры ниже оптимального значения не приводит к необратимым процессам для хода очистки, при этом лишь снижается скорость и может увеличиться количество энтеробактерий и гельминтов. Повышение же температуры до 65–70 °С в течение 1 часа приводит к резкому снижению скорости очистки и процесс газообразования не возобновляется в течении 4 суток.

Резкое снижение температуры приводит к остановке процесса сбраживания уже через 10–15 минут после охлаждения. Повторный прогрев реактора и вывод температуры на заданный уровень приводили к возобновлению брожения, однако по мере увеличения времени охлаждения увеличивалось время, необходимое клеткам для выхода из температурного стресса. При продолжительности охлаждения 1 час, выход клеток из температурного шока составил 1,5 часа, при 5–6 часов, при 24 – 12–16 часов. Кратковременное охлаждение не привело к последующему изменению в количественных характеристиках процесса очистки.

Одним из приемов увеличения интенсивности скорости очистки является снижение концентрации загрязнений за счет разбавления навоза водой. Для проверки этого были проведены исследования по изучению скорости сбраживания разбавленных стоков. Стоки разбавляли водопроводной водой в соот-

ношениях «вода–навоз»: 10–90, 20–80, 40–60. Резкое снижение скорости очистки при разбавлении стоков водой объясняется тем, что в водопроводной воде присутствует в достаточном количестве кислород, который полностью и необратимо ингибирует процессы брожения, так как микрофлора, развивающаяся в метантенках, является строгим анаэробом и не переносит даже незначительных концентраций кислорода. При соотношении «вода – навоз» 40–60 процесс брожения не начался в течение 7 суток.

Необратимые изменения микрофлоры метантенка при контакте с кислородом воздуха подтверждены в экспериментах с принудительным аэрированием. Проведение аэрирования навоза в течение 5 мин приводило к необратимым последствиям. Скорость сбраживания снижалась до нуля и сбраживание не возобновлялось в течение 4 суток.

**Главные выводы.** Исследованные смеси свиного навоза и фекальных стоков показали возможность совместного сбраживания с образованием биогаза и существенным снижением загрязнений.

Оптимальной температурой процесса сбраживания можно считать 54–55 °С – скорость достаточно высока и обеспечивается полная гибель гельминтов.

Необходимо использовать либо отъемно-доливной, либо непрерывный способы организации процесса. Стоки перед направлением в метантенк не должны долго контактировать с воздухом.

Конструкция разработанного метантенка позволяет проводить процесс с высокой эффективностью.

Разработанная схема микробиологической переработки позволяет при непрерывном проведении процесса обеспечивать полную переработку отходов с получением горячей воды, электроэнергии и обеззараженного удобрения.

### Литература

1. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. Москва : Акварос, 2003. 512 с.
2. Duncan M., Nigel H. The Handbook of Water and Wastewater Microbiology. London : Academic Press, 2003. 628 p.
3. Хенце М. Очистка сточных вод. Москва : Мир, 2004. 480 с.
4. Fdz-Polanco F. Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification. *Water Research*. 2000. Vol. 34. № 16. P. 4081–4089.
5. Okabe S., Hiratia K., Ozawa Y. Spatial microbial distribution of nitrifiers and heterotrophs in mixed-population biofilms. *Biotechnology and bioengineering*. 1996. Vol. 50. № 1. P. 24–35.

## ПЕРИФІТОН ВОЛОКНИСТОГО НОСІЯ «ВІЯ» ПІД ЧАС БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ СТІЧНИХ ВОД

Домбровський К.О.

Запорізький національний університет  
вул. Жуковського, 66, 69600, м. Запоріжжя  
dombrov1717@ukr.net

У роботі представлені результати досліджень структурної організації угруповань перифітону волокнистого носія «ВІЯ» очисних споруд заводу АТ «Мотор Січ». Досліджена структурна організація перифітону під час біологічного очищення стічних вод, забруднених нафтопродуктами. У перифітоні волокнистого носія типу «ВІЯ» очисних споруд заводу постійно були наявні найпростіші та багатоклітинні безхребетні. Із них 23 таксона належить до підцарства Protozoa та 12 – до Metazoa. У градієнті досліджених температур (15,5–30,5 °С) у складі перифітонних угруповань постійно зустрічались інфузорії *Paramecium caudatum*, які були домінантами або субдомінантами, а їх щільність коливалась у межах 26–444 тис. екз/м<sup>2</sup>. Також постійно зустрічались у перифітоні волокнистого носія нематоди *Nematoda* gen. sp., які були домінантами або субдомінантами та становили 1,1–66,8% від загальної щільності перифітонного угруповання. У трофічній структурі перифітону волокнистого носія домінували бактеріо-детритофаги, середня щільність яких становила 38,6% від загальної середньої щільності перифітону, водночас частка видів (%) цієї трофічної групи у видовій структурі угруповання залишається незмінною. Високими кількісними показниками розвитку в еколого-морфологічній структурі інфузорій перифітону характеризувались рухомі види (перифітонно-бентосні – 10 видів та планктонно-бентосні – 5 видів), щільність яких у весняно-літній період коливалась у межах 88,0–98,7% від загальної щільності інфузорій. Упровадження розробленої технології біологічного очищення на очисних спорудах заводу АТ «Мотор Січ» забезпечує високу ефективність очищення стічних вод від нафтопродуктів на рівні 56–71%. Уміст нафтопродуктів в очищеній воді зменшився (середні показники) з  $1,361 \pm 0,309$  мг/дм<sup>3</sup> до  $0,419 \pm 0,094$  мг/дм<sup>3</sup>. *Ключові слова:* перифітон, структура, волокнистий носій, стічні води, очисні споруди.

### Periphyton of fibrous carrier «VIYA» in biological treatment of industrial waste water. Dombrovskiy K.

The paper presents the research results of the structural organization in periphyton aggregations of fibrous carrier «VIYA» in treatment facilities of the plant «Motor Sich JSC». The structural organization of periphyton in the biological treatment of wastewater polluted with oil products was researched. The protozoans and metazoans invertebrates were present in periphyton of fibrous carrier «VIYA» in treatment facilities of the plant. There were 23 taxa of the Protozoa subkingdom and 12 taxa of the Metazoa subkingdom among them. *Paramecium caudatum* infusoria were present in periphyton aggregations in the gradient of the investigated temperatures (15.5–30.5 °C). They were dominants or subdominants, and their number varied within 26–444 ths sp/m<sup>2</sup>. Also, nematodes *Nematoda* gen. sp. were present in periphyton of fibrous carrier. They were dominants or subdominants, and composed 1.1–66.8% of total number of investigated periphyton aggregations. The bacteria detritophages predominated in the trophic structure of periphyton of fibrous carrier. Their average number was 38.6% of the total average number of periphyton, while the proportion of species (%) of this trophic group in the species structure of the aggregation remained the same. The moving species (periphyton benthic – 10 species and plankton benthic – 5 species) were characterized by the high quantitative indicators of development in the ecological morphological structure of periphyton infusoria. In the spring–summer period their number varied within the range of 88.0–98.7% of the total the number of infusoria. The implementation of the developed technology of biological treatment at treatment facilities of the plant «Motor Sich JSC» provides high efficiency of waste water treatment from petroleum products at 56–71%. The content of petroleum products in the treated water decreased (average values) from  $1.361 \pm 0.309$  mg/dm<sup>3</sup> to  $0.419 \pm 0.094$  mg/dm<sup>3</sup>. *Key words:* periphyton, structure, fibrous carrier, waste water, treatment facilities.

**Постановка проблеми.** Одним зі шляхів інтенсифікації роботи біологічного очищення стічних вод є збільшення в об'ємі споруди концентрації біомаси мікроорганізмів – очисників стічної води. Із цієї метою в біотехнологіях очищення стічних вод усе ширше використовують іммобілізовані, прикріплені до різних носіїв мікроорганізми [1].

Для іммобілізації мікроорганізмів використовують інертні, не розчинні у воді носії (насадки), якими заповнюють об'єм очисної споруди, утворюючи таким чином високорозвинену поверхню для прикріплення й утримування біомаси мікроорганізмів. В Україні останнім часом усе частіше стали використовувати для біологічного очищення стічних

вод волокнистий носій із синтетичних (капронових) волокон типу «ВІЯ» для іммобілізації гідробіонтів в очисних спорудах. Доцільність та ефективність використання цього волокнистого носія в біотехнологіях очищення стічних вод довів П.І. Гвоздяк [2–5].

**Актуальність дослідження.** Відомо, що під час біологічного очищення води за принципом біоконвеєра можна очищувати будь-які (природні, зливові, побутові, промислові) стічні води, котрі містять розчинні органічні сполуки, мутагенні чи канцерогенні речовини, за будь-яких їхніх концентрацій. Така біотехнологія очищення води передбачає трансформування забруднюючих речовин, крім водню й кисню, в нерозчинні у воді речовини, які переходять у пові-

тря або випадають в осад [2]. У біосфері для відновлення якості води ця проблема вирішується завдяки процесу самоочищення, в якому бере активну участь надзвичайно велика кількість організмів – складні гідробіоценози. Отже, і для індустріального очищення стічних вод необхідно використовувати не тільки окремі штами різних мікроорганізмів – деструкторів, прокаріот активованого мулу, а й максимальну кількість гідробіонтів, котрі існують у природі [2]. Саме це й передбачає запропонована біотехнологія очищення промислових стічних вод.

До останнього часу вивчення перифітону інертного волокнистого носія типу «ВІЯ» у процесі біологічного очищення стічних вод недостатньо висвітлено в науковій літературі. Відома невелика кількість публікацій, де вивчався видовий склад перифітону волокнистого носія [1, 6–8], але структурна організація перифітону не вивчалась.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Робота виконана в рамках госпдоговірних науково-дослідних робіт за госпдоговором № 9/13 «Дослідження адсорбційно-деструктивних властивостей нових штучних носіїв – наповнювачів біофільтрів із метою доочищення води та зменшення її скиду в р. Мокра Московка» та госпдоговором № 4/14 «Біологічна доочистка стічних вод» у 2013–2014 рр.

#### **Аналіз останніх досліджень і публікацій.**

Основою для роботи є наукові статті П.І. Гвоздяка, Л.І. Глоби [3–7], монографії П.І. Гвоздяка, Л.А. Саблій (Гвоздяк, 2019; Саблій, 2013).

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** До останнього часу мало уваги приділялось питанню вивчення структурної організації, практичного значення іммобілізованих організмів перифітону волокнистого носія типу «ВІЯ» у процесі очищення стічних вод від нафтопродуктів. Вивчення цього питання в подальшому дозволить більш ефективно використовувати біологічний потенціал певних гідробіонтів перифітону під час біологічного очищення стічних вод та мінімізує витрати на забезпечення функціонування очисних споруд.

**Новизна.** У дослідженні вивчена структурна організація перифітону волокнистого носія «ВІЯ» у процесі біологічного очищення нафтозабруднених стічних вод. Уперше досліджено ступінь домінування структуроутворюючих видів перифітону за щільністю залежно від температури стічної води. Вивчена еколого-морфологічна структура інфузорій протістоперифітону волокнистого носія. Усе це в подальшому дозволить спрогнозувати оптимальний технологічний режим біологічного очищення стічних вод за допомогою іммобілізованих гідробіонтів на волокнистому носіїв типу «ВІЯ».

#### **Методологічне або загальнонаукове значення.**

На основі даних структурної організації перифітону волокнистого носія в подальшому можна з'ясувати

питання щодо оптимальних умов утилізації біотою утвореної надлишкової біомаси мікроорганізмів-деструкторів під час біологічного очищення стічних вод шляхом використання детритного трофічного ланцюга гідробіонтів.

**Виклад основного матеріалу.** Матеріал і методика. Дослідження проводили на ЗОС № 54 заводу АТ «Мотор Січ». Данні очисні споруди представлені відкритим чотирьохсекційним відстійником, розміром 20 × 50 м, глибиною 3,45 м. Кожна секція складається із вхідної, проточної, осадочної частин, відсіку біологічної доочистки (з використанням фільтруючого завантаження – керамзиту), камери очищеної води.

В одній із 4 секцій відстійника ЗОС № 54 встановлювали плаваючі несучі елементи у вигляді «плотиків», розміром 1,50 × 0,54 м. До нижньої поверхні кожного «плотика» було прикріплено волокнистий носій. Волокнистий носій прикріплюють до «плотика» так, щоб під час розміщення його у воді він був занурений у водну товщу. Первинну іммобілізацію мікроорганізмів та організмів перифітону на волокнистий носій «ВІЯ» проводили в аеротенку Центральних каналізаційних очисних споруд лівого берега № 1 (ЦОС-1) підприємства «Водоканал» м. Запоріжжя у продовж 14 діб. Потім волокнистий носій з іммобілізованими організмами вилучали з аеротенку ЦОС-1 та транспортували до ЗОС № 54 заводу АТ «Мотор Січ», де й розміщували на початку експериментальної секції відстійника очисної споруди перед «плотиками» із волокнистим носієм.

Проби перифітону відбирали упродовж березня–вересня 2014 року. Визначення організмів перифітону проводили за визначниками [9–13]. Підрахунок щільності перифітонних організмів волокнистого носія проводили з урахуванням площі поверхні субстрату й виражали в екз/м<sup>2</sup> за методикою, яка описана в роботі [14].

Для оцінки видового різноманіття та видової структури перифітону використовували індекс видового різноманіття Шеннона та індекс домінування Палія-Ковнацькі ( $D_i$ ), який одночасно враховує щільність і частоту зустрічальності. Для характеристики видового складу перифітону вважали домінантами види (+++), індекс яких був  $D_i > 10\%$ ; субдомінантами (++) індекс яких перебував у таких межах:  $1\% < D_i < 10\%$ . За умови значення індексу  $D_i < 1\%$  вважали, що вид у групуванні не домінує (+). За ступенем рухомості та належності до певного біотопу інфузорії перифітону розподіляли на три групи:

- 1) прикріплені;
- 2) рухомі перифітоно-бентосні;
- 3) рухомі планктоно-бентосні [15].

Концентрацію нафтопродуктів у стічних водах визначали до та після біологічного очищення забруднених вод заводу і проводили за стандартними методиками. Установлення концентрації нафтопродуктів у воді проводили в акредитованій на технічну компе-

тентність комплексній санітарно-технічній лабораторії заводу АТ «Мотор Січ».

**Результати та їх обговорення.** До очисної споруди моторобудівного заводу упродовж 2013–2014 років потрапляли зливові стічні води в обсязі 1,81 тис.±м<sup>3</sup>/добу та 3,50 тис. м<sup>3</sup>/добу або 652,54 та 1202,04 тис. м<sup>3</sup>/рік. Після очищення зливові води відводяться до малої річки Мокра Московка (випуск 1).

Проаналізувавши данні щодо середньої концентрації хімічних речовин зливових стічних вод моторобудівного заводу, які надходять на випуск 1 ЗОС № 54 за 2013–2014 рр., виявлено перевищення нормативів гранично допустимих скидів (ГДС) у 2013 році майже за всіма показниками за виключенням (БСК<sub>5</sub>, свинець). У 2014 році у зливових стічних водах після очищення виявлено перевищення ГДС за середніми показниками за такими компонентами: нікель, нафтопродукти (табл. 1).

Загалом за 2013–2014 рр. із 20 нормованих хімічних речовин середні концентрації двох речовин – іонів нікелю та нафтопродуктів – перевищували нормовані значення ГДС в 1,41–1,96 та 1,01–1,26 разів, відповідно.

За даними підприємства під час залпового скиду стічних вод до очисної споруди було виявлено максимальні концентрації забруднюючих речовин, які перевищують значення ГДС у діапазоні від 1,01 до

4,67 разів. За досліджений період найбільше перевищення концентрацій хімічних речовин від ГДС в очищеній воді було зафіксовано для нікелю, хрому (III), нафтопродуктів та азоту нітритного на рівні 4,67; 4,53; 3,57 та 3,52 разів, відповідно.

Перифітон волокнистого носія очисних споруд ЗОС № 54 моторобудівного заводу складався із 35 таксонів гідробіонтів, які відносяться до трьох екологічних груп – протистоперифітону, мікрозооперифітону та макрозооперифітону. Із них 23 таксона належить до підцарства Protozoa та 12 – до Metazoa.

Відомо, що інтенсивність процесу біологічного очищення стічних вод залежить від температури стічних вод, біомаси активного мулу та інших окремих показників [16]. Температура стічних вод є важливим технологічним параметром біологічних процесів очищення, тому що від неї залежить швидкість біохімічних реакцій і розчинність у воді кисню, необхідного для життєдіяльності мікроорганізмів [17], та інших гідробіонтів. Тому нами було з'ясовано особливості домінування окремих видів перифітону волокнистого носія за різних показників температури стічної води.

Під час біологічного очищення стічних вод моторобудівного заводу види перифітону волокнистого носія реєструвались за температури від 15,5 °С до 30,5 °С. У таблиці 2 наведено основні структуроутворюючі види (домінанти та субдомінанти, щіль-

Таблиця 1

**Характеристика стічних вод моторобудівного заводу, які надходять на випуск 1 (ЗОС № 54) р. Мокра Московка (за даними підприємства)**

Показники	Концентрація забруднення, мг/дм <sup>3</sup>			ГДС, мг/дм <sup>3</sup>
	Середня (за рік)		Максимальна (разове)	
	2013 р.	2014 р.		
Завислі речовини	9,80	9,68	10,10	9,875
Азот амонійний	0,62	0,53	1,30	0,552
Азот нітритний	0,51	0,41	1,48	0,42
Азот нітратний	4,57	3,99	5,98	4,06
Сульфати	67,50	64,50	70,50	65,65
Фосфати	1,20	1,10	1,39	1,131
Фториди	0,36	0,31	0,46	0,327
Хлориди	406,4	360,2	868,6	366,64
ХСК	26,8	24,9	48,0	25,0
БСК <sub>5</sub>	3,85	3,82	3,90	3,854
СПАР	0,064	0,057	0,090	0,061
Нафтопродукти	0,212	0,246	0,696	0,195
Мінералізація	1112,0	962,0	2021,0	967,48
Алюміній	0,054	0,048	0,082	0,05
Залізо загальне	0,33	0,20	0,52	0,20
Мідь	0,011	0,008	0,021	0,0089
Цинк	0,009	0,010	0,011	0,01
Хром (III)	0,0070	0,0047	0,0240	0,0053
Свинець	0,053	0,053	0,059	0,0558
Нікель	0,013	0,018	0,043	0,0092
pH	7,89	–	8,47	–

ність яких в угрупованні >1%) в порядку домінування за індексом Палія-Ковнацькі ( $D_i$ ), де вказаний їхній ступінь домінування залежно від температури стічної води. За період дослідження в зазначеному діапазоні температури води загалом було встановлено 13 структуроутворюючих видів перифітону. Серед них 85% видів відноситься до інфузорій (7 таксонів) та коловерток (4 таксони). Інші таксономічні групи (нематоди й сонцевики) були представлені по одному виду.

За невисоких (15,5–16,0 °C) та підвищених (20,0–21,0 °C) показників температури стічної води серед інфузорій за щільністю домінували виключно 2 види – *Paramecium caudatum* Ehrenberg, 1833 та *Carchesium polypinum* (Linnaeus, 1758) Ehrenberg, 1830, які за типом живлення відносяться до бактеріо-детритофагів. Також зазначені види інфузорій відносяться до рухомих та прикріплених колоніальних форм, відповідно. За температури стічних вод у межах 15,5–16,0 °C та 20,0–21,0 °C в угрупованні перифітону також домінували за щільністю нематода – *Nematoda* gen. sp. та коловертка – *Philodina acuticornis* Murray, 1902.

За високих показників температури стічної води (28,0–30,5 °C) склад видів домінантів та субдомінантів перифітону зменшується до 7 таксонів, зменшу-

ється й середня щільність угруповання. За цих максимальних температур води в угрупованні перифітону домінують коловертки *Rotaria rotatoria rotatoria* (Pallas, 1766) із середньою щільністю 174 тис. екз/м<sup>2</sup> або 39,5% від загальної щільності перифітону.

У діапазоні високих максимальних температур стічної води в перифітоні волокнистого носія зменшується щільність тих інфузорій які домінували в угрупованні раніше, а їхнє місце займають інші гідробіонти (коловертки), які в більш сприятливих для себе температурних умовах активніше використовують поживні кормові ресурси.

У градієнті досліджених температур (15,5–30,5 °C) у складі перифітону з високими показниками зустрічальності на рівні 60–100% характеризувались 3 види – нематоди *Nematoda* gen. sp., інфузорії *P. caudatum* та коловертки *R. rotatoria rotatoria*. Постійно зустрічались в угрупованні перифітону інфузорії *P. caudatum*, які були домінантами або субдомінантами, а їх щільність коливалась у межах (26–444 тис. екз/м<sup>2</sup>). Також постійно зустрічались у перифітоні волокнистого носія нематоди *Nematoda* gen. sp., які були домінантами або субдомінантами та становили 1,1–66,8% від загальної щільності перифітону.

Індекс видового різноманіття Шеннона перифітону волокнистого носія за високих показників

Таблиця 2

## Домінування окремих видів перифітону волокнистого носія у градієнті температури стічної води

Види	Температура, °C			$D_i$
	15,5–16,0	20,0–21,0	28,0–30,5	
<i>Nematoda</i> gen. sp.	+++	++	++	26,1
<i>Paramecium caudatum</i>	+++	+++	++	18,0
<i>Rotaria rotatoria rotatoria</i>	–	++	+++	15,3
<i>Carchesium polypinum</i>	+++	+++	++	12,9
<i>Philodina acuticornis</i>	++	+++	+	7,4
<i>Aspidisca cicada</i>	–	++	++	3,5
<i>Vorticella picta</i>	–	++	–	2,8
<i>Dileptus</i> sp.	++	–	–	2,7
<i>Epiphanes senta</i>	++	++	–	2,6
<i>Vorticella alba</i>	++	–	+	1,9
<i>Lithocolla globosa</i>	++	–	–	1,2
<i>Stentor roeseli</i>	–	–	++	0,6
<i>Bipalpus hudsoni</i>	–	–	++	0,4
Індекс Шеннона, біт/екз	1,97	1,88	2,33	
Середня щільність, тис. екз/м <sup>2</sup>	591	875	441	

Таблиця 3

## Еколого-морфологічні показники інфузорій протістоперифітону волокнистого носія очисної споруди

Період	Кількість видів			Щільність, тис. екз/м <sup>2</sup>		
	прикріплені		рухомі	прикріплені		рухомі
	колон.	поодин.		колон.	поодин.	
Весна	1	–	7	4	–	298
Літо	–	2	9	–	22	161
Осінь	1	1	5	135	105	131
За весь період	2	3	15	22	28	199

температури стічної води (28,0–30,5 °С) коливався у межах від 1,62 до 2,90 біт/екз. За невисоких показників температури стічної води (15,5–21,0 °С) значення індексу видового різноманіття перифітону було меншим і коливалось у межах від 1,42 до 2,55 біт/екз.

Відомо, що ціліати-мікрофаги (бактеріо-детритофаги) як окрема екологічна група перифітону безпосередньо беруть участь у передачі нафтових вуглеводнів від мікроорганізмів через інфузорій на більш високі трофічні рівні [18]. Тому нами було з'ясовано, за яких температур стічної води була найбільш активна у процесі очищення стічних вод саме ця трофічна група. Найбільшу щільність ціліат-мікрофагів було виявлено за температури стічної води 20,0–21,0 °С, де вони становили від 32,7 до 77,3% від загальної щільності перифітону. За температури стічної води 28,5–30,5 °С та 15,5–16,0 °С частка ціліат-мікрофагів становила 12,2–53,9% та 7,5–34,0% від загальної щільності перифітону відповідно.

Трофічна структура угруповань перифітону волокнистого носія за весь період дослідження була представлена 7 трофічними групами за типом споживання їжі (альгофагами, бактеріо-детритофагами, бактеріо-альго-детритофагами, неселективними всеїдними організмами, поліфагами, детритофагами та хижаками). У трофічній структурі перифітону волокнистого носія домінували бактеріо-детритофаги, середня щільність яких становила 38,6% від загальної середньої щільності перифітону, за такої умови частка видів (%) цієї трофічної групи у видовій структурі угруповання залишається незмінною.

Під час дослідження еколого-морфологічної структури інфузорій протістоперифітону волокнистого носія нами було виявлено, що найбільша кількість видів інфузорій (10) належить до рухомих перифітоно-бентосних організмів. Групи прикріплених та рухомих планктоно-бентосних інфузорій були представлені 5 видами кожна (табл. 3).

У весняно-літній період в еколого-морфологічній структурі протістоперифітону волокнистого носія домінували за щільністю та кількістю рухомих видів, головним чином завдяки перифітоно-бентосним видам, щільність яких коливалась у межах 86,4–85,3% від загальної щільності інфузорій.

В осінній період в угрупованні протістоперифітону серед інфузорій за щільністю переважали прикріплені види, які становили 64,7% від загальної щільності інфузорій, а за кількістю видів – рухомі форми.

Під час дослідження ефективності названої біотехнології в умовах очисної споруди заводу концентрація нафтопродуктів до очищення коливалась у межах 0,360–3,982 мг/дм<sup>3</sup>, після очищення вміст вуглеводнів у воді знижувався та коливався в межах 0,222–0,694 мг/дм<sup>3</sup>. Упровадження запропонованої біотехнології з носіями, на поверхні яких іммобілізовані мікроорганізми та організми перифітону, дозволило досягти високої ефективності очищення стічних вод моторобудівного заводу від нафтопродуктів – на 56–71%. Уміст нафтопродуктів в очищеній воді зменшився (середні показники) з  $1,361 \pm 0,309$  мг/дм<sup>3</sup> до  $0,419 \pm 0,094$  мг/дм<sup>3</sup>. Отримані дані підтверджують ефективність використання волокнистого носія «ВІЯ» з іммобілізованими мікроорганізмами та перифітонними організмами для очищення зливових стічних вод заводу АТ «Мотор Січ».

**Головні висновки.** У процесі біологічного очищення стічних вод моторобудівного заводу в перифітоні волокнистого носія «ВІЯ» було виявлено 13 структуроутворюючих видів, більшість із яких (85%) відноситься до інфузорій та коловерток. У градієнті досліджених температур стічної води (15,5–30,5 °С) у складі перифітону постійно зустрічались інфузорії *Paramecium caudatum* та нематоди *Nematoda* gen. sp., які були домінантами або субдомінантами. Еколого-морфологічна структура інфузорій протістоперифітону волокнистого носія була представлена головним чином рухомими перифітоно-бентосними організмами, які становили 50% від загальної кількості видів інфузорій. Упровадження розробленої технології біологічного очищення на очисних спорудах заводу АТ «Мотор Січ» забезпечує високу ефективність очищення стічних вод від нафтопродуктів на рівні 56–71%.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Отримані дані можуть бути використані для подальшого впровадження запропонованої біотехнології на локальних очисних спорудах інших подібних промислових підприємств України для очищення нафтозабруднених стічних вод.

### Література

1. Саблій Л.А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод : монографія. Рівне : НУВГП, 2013. 291 с.
2. Гвоздяк П.І. Біохімія води. Біотехнологія води (автомонографія), Київ : Видавничий дім «Києво-Могилянська академія», 2019. 228 с.
3. Гвоздяк П.І. Научное обоснование, разработка и внедрение в практику новых биотехнологий очистки воды. *Химия и технология воды*. 1998. Т. 20, № 1. С. 61–69.
4. Гвоздяк П.І., Могилевич Н.Ф., Любченко О.А. Очистка сточных вод от неорганических соединений азота иммобилизованными микроорганизмами. *Микробиол. журн.* 1994. Т. 56, № 4. С. 54–55.
5. Гвоздяк П.І. Спухання активного мулу: хто винен і що робити? *Вода і водоочисні технології*. 2006. № 3. С. 38–44.
6. Глоба Л.І., Гвоздяк П.І., Загорная Н.Б., Никовская Г.Н., Федорик С.М., Яблонская Л.И. Очистка природной воды гидробионтами, закрепленными на волокнистых насадках. *Химия и технология воды*. 1992. Т. 14, № 1. С. 63–67.
7. Глоба Л.І., Подорван Н.І. Біотехнологія очищення забрудненої природної води. *Вісник ОНУ*. 2001. Т. 6, вип. 4. С. 65–66.



8. Бляшина М.В. Анаэробно-аэробное очищение мисских стичных вод з використанням волокнистого носія : автореф. дис. ... на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 05.17.21 «Технологія водоочищення». Київ, 2015. 20 с.
9. Foissner W., Blatterer H., Berger H., Kohmann F. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems. Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*. 1991. Hf. 1. S. 1–478.
10. Foissner W., Berger H., Kohmann F. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems. Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*. 1992. Hf. 5. S. 1–502.
11. Foissner W., Berger H., Kohmann F. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems. Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*. 1994. Hf. 1. S. 1–548.
12. Foissner W., Berger H., Blatterer H., Kohmann F. Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems. Band IV: Gymnostomata, Loxodes, Suctoria. *Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft*. 1995. Hf. 1. S. 1–540.
13. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон / под ред. В.Р. Алексеева, С. Я. Цалолихина. Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2010. 495 с.
14. Домбровський К.О., Рильський О.Ф., Гвоздяк П.І. Структурна організація перифітону волокнистого носія «ВІЯ» при очищенні зливових вод від нафтопродуктів. *Гидробиол. журн.* 2020. Т. 56. № 1. С. 94–105.
15. Протисты и бактерии озер Самарской области / В.В. Жариков и др. ; под ред. В.В. Жарикова. Тольятти : «Кассандра», 2009. 240 с.
16. Drolka, M. et al. The Results of Mathematical Model and Pilot Plant Research of Wastewater Treatment, Model and Wastewater Treatment. *Chem. Biochem. Eng. Q.* 2001. Vol. 15, Issue 2. P. 71–74.
17. Шевченко О.О., Крупко В.А., Клінцов Л.М., Іванова І.М. Моделювання ефективності роботи станції біологічного очищення стичних вод. *Східноєвропейський журнал передових технологій*. 2014. Т. 5, № 10(71). С. 16–20.
18. Попова Л.А. Цилиоперифитон искусственных субстратов (гидротехнических сооружений) и его участие в передаче нефтяных углеводородов по пищевой цепи. *Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа*. 2012. Вып. 26(1). С. 81–87.

## ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ: СТАН, ПРОБЛЕМИ, ПЕРШОЧЕРГОВІ ЗАХОДИ

Малєєв В.О., Безпальченко В.М.

Херсонський національний технічний університет  
Бериславське шосе, 24, 73008, м. Херсон  
[ximiecology@kntu.net.ua](mailto:ximiecology@kntu.net.ua)

Розглянуто питання щодо водопостачання та водовідведення в населених пунктах Херсонщини та запропоновано першочергові заходи з реформування водного господарства області. Проаналізовано роботу каналізаційних мереж та очисних споруд в області, наведено якість питної води у розподільній мережі по районах м. Херсона. Централізованим питним водопостачанням забезпечено всі 9 міст, 32 селища міського типу (100%) та 609 сільських населених пунктів (93,7%). Вода для забезпечення питних потреб населення області використовується з підземних джерел на 91,9% від загальної кількості та на 8,1% з поверхневих джерел. Питома вага проб питної води з централізованих водопроводів, які не відповідають вимогам стандарту за санітарно-хімічними показниками, становить 16,7%, за мікробіологічними показниками – 1,8%. Із загальної протяжності – 37% водопровідних мереж (1058,1 км) перебувають в аварійному стані. Найбільший рівень аварійних мереж у смт Білозерці (59%), Каланчаку (85%), Бериславі (74%), Новотроїцьку (79%), Чаплинці (66%), Нижніх Сірогозах (60%). Привозною водою постійно користуються в області понад 15 000 мешканців 24 населених пунктів. Розглянуто технологію очищення стічних вод. Результати роботи Херсонських очисних споруд є задовільними, про це свідчать такі дані: кількість завислих речовин, що містяться в стоках, 1800–2000 мг/дм<sup>3</sup>, на випуску очищеної води їх 10–12 мг/дм<sup>3</sup>; хімічна потреба кисню на вході стоків становить 400–420 мг/дм<sup>3</sup>, на виході – 60–70 мг/дм<sup>3</sup>; біологічне споживання кисню на вході – 180–200 мг/дм<sup>3</sup>, на виході 10–15 мг/дм<sup>3</sup>. Для покращення якості очищених стічних вод пропонується на прилеглий території ставків доочищення стоків розташувати біоінженерні споруди. Стратегія водопостачання та водовідведення в області повинна спиратися на основні положення Водного кодексу України та нормативні акти Євросоюзу. *Ключові слова:* водопостачання, водовідведення, якість питної води, очищення стічних вод, біоінженерні споруди.

### **Water supply and water disposal of the Kherson region: state, problems, preconditioning events. Maljejev V., Bezpalchenko V.**

The issues of water supply and drainage in the settlements of Kherson region are considered, and priority measures are proposed for reforming the water sector in the region. The work of sewage networks and treatment facilities in the region is analyzed; quality of drinking water in the distributive network is presented in the districts of Kherson city. The centralized drinking water supply provided all 9 cities, 32 urban-type settlements (100%) and 609 rural settlements (93.7%). Water for ensuring drinking needs of the population of the area is used from underground sources for 91.9% of total and for 8.1% from superficial sources. Specific weight of tests of drinking water is 16.7% of the centralized water supply systems which do not conform to requirements of the standard for sanitary and chemical indicators, on microbiological indicators – 1.8%. From total length – 37% of water supply systems (1058.1 km) are in critical condition. The largest level of emergency networks in uts to a Bilozerka (59%), Kalanchak (85%), Berislav (74%), Novotroitsk (79%), Chaplinka (66%), Nugni Sirogozu (60%). Constantly use imported water in the field of more than 15 000 residents of 24 settlements. The technology of sewage treatment is considered. Results of work of the Kherson treatment facilities are satisfactory, it is confirmed by such data: amount of the suspended substances which are contained in drains, 1800–2000 mg/dm<sup>3</sup> on production of purified water of their 10–12 mg/dm<sup>3</sup>; Chemical requirement of oxygen on an entrance of drains makes 400 420 mg/dm<sup>3</sup>, at the exit of 60–70 mg/dm<sup>3</sup>; Biological consumption of oxygen on an entrance of 180–200 mg/dm<sup>3</sup>, at the exit of 10–15 mg/dm<sup>3</sup>. To improve the quality of treated wastewater, it is proposed to place bioengineering structures on the adjacent territory of wastewater treatment ponds. The water supply and drainage strategy in the oblast should be based on the basic provisions of the Water Code of Ukraine and European Union regulations. *Key words:* water supply, drainage, quality of drinking water, sewage treatment, bioengineering structures.

**Постановка проблеми.** Комплексне використання водно-ресурсного потенціалу, збереження та відновлення є одним із найважливіших завдань раціонального природокористування. Вода – це право кожної людини, яке має бути забезпечено державою. Кількість і якість води – своєрідне відображення стану економіки, соціуму, екосистеми країни або окремого регіону. Проблеми водопостачання та водовідведення насамперед пов'язані з прорахунками в системі управління водними ресурсами. Зазначимо, що водоспоживання в Україні є водоємним і незбалансованим, а водовідведення за екологічними параметрами не відповідає можливостям відновлення водних ресурсів [1; 2]. Відсутність або

недостача чистої питної води – одна з головних причин низки хвороб. Питання функціонування систем водопостачання та водовідведення є першочерговими з погляду безпеки Херсонської області [3].

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Задіяні в сфері господарської діяльності водні об'єкти стають важливими факторами виробництва, значення яких залежить від напрямку господарського використання водних ресурсів. Фактори водного режиму по-різному впливають на кінцеві результати виробництва – витрати трудових, матеріальних і природних ресурсів. Виникає об'єктивна необхідність встановлення загальних й індивідуальних позитивних і негативних факторів водопостачання

та водовідведення з метою розроблення нормативних вимог щодо обсягу, режиму стоку, якості води з урахуванням природоохоронних обмежень [4; 5]. Розвиток продуктивних сил Херсонської області на базі водних ресурсів призводить до дефіциту останніх. Для їхньої охорони від забруднень необхідно направляти у водне господарство все більше коштів. Особливістю формування дохідної частини водного балансу у використанні водних ресурсів зумовлюють значну диференціацію витрат на водопостачання, очищення й водовідведення стічних вод у різних районах області [6]. Комунально-побутове господарство як водокористувач має низку особливостей. Це насамперед високі вимоги до якості води за фізичними, хімічними властивостями, мікробіологічними показниками. Важлива вимога до питної води – це відсутність у воді патогенних мікроорганізмів. Інша особливість водокористування комунально-побутового господарства – відносна рівномірність використання води протягом року і нерівномірність витрат протягом доби. Річні коливання становлять 15–20%, добові – 65–70% [1]. У системі водовідведення Херсонської області актуальним є застосування новітніх систем очищення води, зокрема впровадження біоінженерних споруд.

**Формулювання мети досліджень.** Метою досліджень є оцінка стану системи водопостачання та водовідведення Херсонської області, аналіз якості питної води, узагальнення даних по кризовим ситуаціям у населених пунктах регіону та розроблення першочергових заходів щодо реформування водного господарства області. Під час дослідження користувались методами системного аналізу і синтезу, математичної статистики (кореляційний і регресійний аналіз).

**Виклад основного матеріалу.** Доля комунально-побутового сектору у водогосподарському комплексі області становить 5–7% від загальних витрат води. Водопостачання населення та підприємств Херсонської області здійснюється 57 комунальними, 373 відомчими, 655 сільськими й 1 міжрайонним водогоном. Централізованим питним водопостачанням забезпечені всі 9 міст, 32 селища міського типу (100%) та 609 сільських населених пунктів (93,7%) [7]. Вода для забезпечення питних потреб населення області використовується з підземних джерел на 91,9% від загальної кількості та на 8,1% з поверхневих джерел. Водопровідні мережі області повністю амортизовані і не забезпечують герметичність. З 1086 водопроводів не відповідають санітарним вимогам 165: 160 через відсутність зон санітарної охорони джерел водопостачання, 3 – необхідного комплексу очисних споруд, 2 – знезаражуючого обладнання. Через незадовільний санітарно-технічний стан водопроводів частина мешканців сіл Качкарівка, Саблуківка, Львове Бериславського району протягом багатьох років використовують для питних потреб дніпровську воду без попередньої очистки та знезараження. Із загальної протяжності

37% водопровідних мереж (1058,1 км) перебуває в аварійному стані. Найбільший рівень аварійних мереж у смт Білозерці (59%), Каланчаку (85%), Бериславі (74%), Новотроїцьку (79%), Чаплинці (66%), Нижніх Сірогозах (60%). Привозною водою постійно користуються в області понад 15 000 мешканців 24 населених пунктів. Більшість артезіанських свердловин потребує реконструкції та ремонту, близько 20% водонапірних веж протікають і не підлягають ремонту. Практично без води у весняно-літній період залишається більше половини населення смт Високопілля, частина Горностаївки, Іванівки. Незадовільний санітарно-технічний стан водопровідних мереж і споруд, постійне відключення від електроенергії та подача води за графіками призводять до мікробного забруднення та створюють небезпечну епідемічну ситуацію. Не відповідають вимогам нормативних документів за мікробіологічними показниками проби води у Великолепетиському, Горностаївському, Новотроїцькому та Чаплинському районах, перевищуючи середній показник по області у 2–5 разів.

Завдяки виконанню заходів регіональної програми «Питна вода Херсонщини» (2006–2020 рр.) в області поступово знижуються втрати води, що становлять у середньому 33,1%. Найбільші втрати спостерігаються у м. Херсоні – 48%, Таврійську – 38,5%, Новотроїцьку – 56%, Каланчаку – 39,9%. Питома вага проб питної води з централізованих водопроводів, які не відповідають вимогам стандарту за санітарно-хімічними показниками, становить 16,7% (2008 р), за мікробіологічними показниками – 1,8% [7]. Питна вода для радіологічних досліджень відбиралася з джерел водопостачання у м. Нова Каховка, смт Велика Лебетиха, Білозерка. Усі проби відповідали нормативам. Водопостачання частини населення 9 районів області здійснюється завдяки 128 джерелам децентралізованого водопостачання (124 колодязям, 1 каптажу, 3 артезіанським колодязям). Вода з джерел децентралізованого водопостачання не відповідає вимогам стандарту за санітарно-хімічними показниками у 28% досліджених проб, мікробіологічним – 7,2%. Геолого-екологічними дослідженнями, проведеними Південно-українською гідрогеологічною експедицією, встановлено погіршення якості підземних вод щодо мінералізації у 60 селах і селищах міського типу 9 районів області та м. Херсона. У Білозерському, Бериславському, Великоолександрівському, Генічеському, Горностаївському, Каховському, Нижньосірогозькому, Високопільському, Іванівському, Олешківському, Чаплинському районах переважно характерним є водовідбір із мінералізацією 1,5–3 г/дм<sup>3</sup>. На території Арабатської Стрілки та м. Генічеська, сіл Каланчацького, Нововоронцовського, Новотроїцького районів використовуються підземні води з мінералізацією до 1,5 г/дм<sup>3</sup>. Артсвердловина № 4-174 у смт

Велика Лепетиха має питну воду із сухим залишком 5,9 г/дм<sup>3</sup>, що потребує негайного проведення санітарно-технічного тампонажу.

Для водопостачання м. Херсона використовується підземне джерело – Сарматський водоносний горизонт (водовмісні породи – вапняки). Для підйому води «Херсонводоканал» експлуатує свердловини глибиною 60–100 м, з яких 70% вичерпали нормативний термін експлуатації. Значна частина потребує декальмататії. Зі свердловин, розташованих на території насосних станцій і групових водозаборів, насоси системою водогонів 1-го підйому подають воду в резервуари чистої води (далі – РЧВ) насосних станцій водопроводу (далі – НСВ), звідки насосами, встановленими у машинному залі насосних станцій, вода подається у розподільчу мережу міста. 23 насосні агрегати вичерпали нормативний термін експлуатації. Резервуарів чистої води є 14 одиниць загальним об'ємом 41,9 тис. м<sup>3</sup>. Знезараження води здійснюється хлором на 4-х хлораторних станціях і за допомогою бактерицидних пристроїв.

Якість води – один із визначальних факторів добробуту та високого рівня здоров'я населення області. Дані, представлені в таблиці 1, ілюструють загальну ситуацію динаміки якості питної води за

окремими районами міста. Аналізуючи якість води, треба зазначити, що величина рН, каламутність, вміст нітратів, сухого залишку не виходили за межі нормативних значень [8; 9]. Тенденція прогресивного погіршення якості питних вод є результатом багаторічного інтенсивного антропопресингу на навколишнє природне середовище. Довготривала експлуатація артезіанських свердловин призвела до порушення режиму підземних вод. За нормативними показниками місто може добувати з міських свердловин 140 тис. м<sup>3</sup> на добу, а також із відомчих – 50 тис. м<sup>3</sup> на добу. Фактично відкачується на 12 тис. м<sup>3</sup> більше. За нормативного відбору води дотримується своєрідний баланс: скільки води відбирається зі свердловин, стільки ж надходить шляхом природної фільтрації. Проблема в тому, що за понаднормативного водовідбору навколо кожної свердловини утворюються так звані депресійні вирви. Проблема водозабезпечення ускладнює і недосконалий метод очистки питної води – хлорування. Каналізаційні очисні споруди в області працюють неефективно у зв'язку з несвоєчасним проведенням капітальних ремонтів і заміни технологічного обладнання [7]. В області потребують капітального ремонту 36,3% каналізаційних мереж, 58%

Таблиця 1

Якість питної води у розподільній мережі за районами м. Херсона

Дата	Місце проби	Запах, бали	Смак, бали	Забарвленість градуси	Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>	Сульфати, мг/дм <sup>3</sup>	Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup>	Амоній, мг/дм <sup>3</sup>	Нітрати, мг/дм <sup>3</sup>	Загальне залізо, мг/дм <sup>3</sup>
Норма		3,0	3,0	35,0	350,0	500,0	1500,0	2,6	50,0	1,0
2011	площа. ім. Ю. Тугушкіна, 9	0,0	0,1	0,5	849,0	1300,0	4191,0	<0,05	98,7	<0,1
2012		0,2	2,0	2,1	167,3	21,0	501,2	2,084	<0,45	<0,1
2013		0,2	2,0	2,8	154,7	26,0	479,0	1,510	<0,45	<0,1
2014		0,2	2,0	5,4	155,7	6,0	463,5	1,717	<0,45	<0,1
2015		0,2	2,0	5,5	140,4	9,0	459,4	1,539	<0,45	<0,1
2016		0,2	2,0	2,2	140,3	7,0	456,0	1,409	<0,45	<0,1
2017		0,2	2,0	2,83	141,8	7,0	456,0	1,526	<0,45	<0,1
2011		вул. Арктична, 3	0,0	0,0	1,5	280,0	50,0	742,2	0,078	4,473
2012	0,0		0,0	2,8	286,4	84,0	756,2	0,097	4,862	<0,1
2013	0,0		0,0	0,0	285,1	43,0	750,0	0,031	4,800	<0,1
2014	0,0		0,0	0,0	289,2	47,0	746,6	0,076	3,845	<0,1
2015	0,0		0,0	0,0	280,8	42,0	748,4	0,064	4,540	<0,1
2016	0,0		0,0	0,0	292,0	54,0	776,8	<0,05	7,730	<0,1
2017	0,0		0,0	0,0	297,8	45,0	777,0	0,128	3,365	<0,1
2011	Лікарня ХБК 2		0,2	2,0	0,0	138,2	7,0	446,4	0,178	<0,45
2012		0,1	1,0	0,5	144,6	7,0	466,4	0,556	<0,45	<0,1
2013		0,1	1,0	0,8	144,6	8,0	466,6	0,197	<0,45	<0,1
2014		0,1	1,0	0,0	150,5	9,0	463,0	0,093	<0,45	<0,1
2016		0,1	1,0	0,0	154,4	7,0	501,0	0,174	<0,45	<0,1
2017		0,1	1,0	0,7	164,5	9,0	496,4	0,381	0,678	<0,1

насосних станцій, очисних споруд міст Каховки, Нової Каховки, Генічеська, Скадовська. В аварійному стані перебувають каналізаційні мережі й очисні споруди м. Берислава, внаслідок чого здійснюється скид неочищених і незнезаражених стічних вод міста в Каховське водосховище, що значно погіршує екологічний стан водосховища та р. Дніпро нижче гідроелектростанції.

Не мають централізованої каналізації 6 селищ міського типу: Горностаївка, Верхній Рогачик, Нижні Сірогози, Нововоронцовка, Велика Олександрівка Велика Лепетиха. У Залізному Порті Голопристанського району очисні споруди каналізації потребують негайної реконструкції. Стічні води від житлових будинків, закладів, підприємств і організацій каналізаційними випусками потрапляють до вуличної мережі каналізації та у збірні самопливні каналізаційні колектори, діаметром від 300 до 1200 мм. Загальна довжина каналізаційних мереж м. Херсона – 284 км, з яких 169 км (59%) вичерпали нормативний термін експлуатації. Самопливні колектори м. Херсона транспортують стоки у приймальні резервуари 14-х насосних станцій каналізації. На міських очисних спорудах стічні води проходять повний цикл механічного і біологічного очищення до вимог природоохоронних нормативів [10]. Очищення проходить поетапно. Стоки потрапляють у приймальну камеру, де через механічні решітки очищуються від крупного сміття (рис. 1а). Решітки розраховані на максимальний пропуск – 3327 л/с. Потім стоки потрапляють на пісколовки, в яких видаляються тверді нерозчинні домішки. Пісколовки призначені для затримки мінеральних домішок, що містяться у стічних водах. На очисних спорудах після решіток стічний потік відкритими лотками підводиться до горизонтальної пісколовки і розподіляється по секціях. Рухаючись по ходу руху води, крупинки піску під дією сили тяжіння осаджуються на дно. Осад на дні розрихлюють і скребками згрібають до осадкової камери, розташованої на початку пісколовки. Пісок вивантажу-

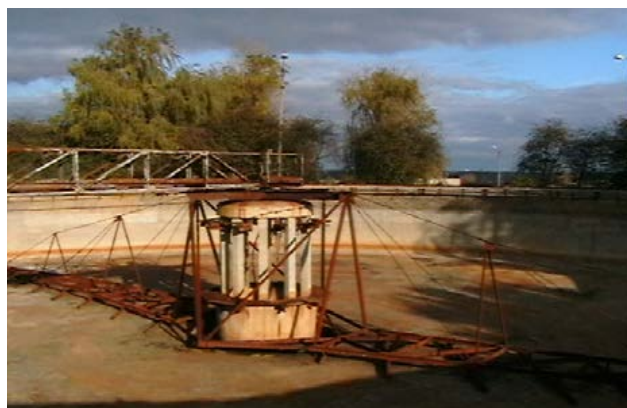
ють із великою кількістю води, тому потреба в його зневодненні здійснюється на піскових майданчиках. Далі стоки подаються на первинні відстійники (4 шт. – діаметром 20 м, 3 шт. – діаметром 40 м), де очищуються від спливаючих й осідаючих домішок (сирий осад, жири, масла) (рис. 1б). Після завершення механічного очищення стоки подаються на біологічне очищення через змішувач (преаератор) в аеротенки, де змішуються з активним мулом – особливими мікроорганізмами, які видаляють зі стоків розчинені забруднення.

Аерація здійснюється від повітрорудної станції. Встановлені у ній повітрорудні машини подають повітря системою трубопроводів через фільтруючі плити, які постачають необхідне для мікроорганізмів активного мулу повітря. З аеротенків суміш стоків й активного мулу подається на вторинні відстійники діаметром 40 м, в яких активний мул відділяється від стоків і вони потрапляють на доочищення в природних умовах – біологічні ставки каскадного типу. Після біологічних ставків очищені стічні води потрапляють у р. Віршовчину. Вилучений у процесі очищення осад видаляється для сушки на спеціально обладнані піскові майданчики та мулові карти.

Контроль стічних вод здійснює аналітична лабораторія контролю стічних вод. Біохімічна очистка стічних вод здійснюється на біологічних фільтрах або аераційних спорудах з активним мулом. На біологічних фільтрах організми вилучаються біоценозом, прикріпленим до завантаження біофільтра, а надлишкові мікроорганізми вилучаються у вторинних відстійниках. Активний мул є автофлокульованою біомасою бактерій, актиноміцетів, грибів і найпростіших, у якій домінують капсульні, грамнегативні, паличковидні, монотрихальні бактерії *Zoogloea ramifera*, а найчастіше – бактерії роду *Pseudomonas*. Мул населяють також представники родів *Bacillus*, *Arthrobacter*, *Corynebacterium*, *Micrococcus*, *Nocardia*, *Sarcina*, *Mycobacterium*, *Actinomices*, гриби родів *Mucor*, *Rhizopus*, *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium*, *Trichoderma*, найпростіші:



а)

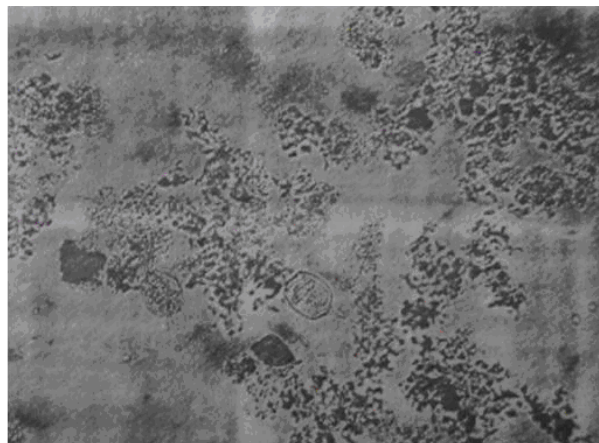


б)

Рис. 1. Очисні споруди м. Херсона: а) решітки, б) радіальний відстійник



а)



б)

Рис. 2. Біохімічне очищення стічних вод: а) повне, б) неповне

джгутикові, саркодові, вийчасті, сисні, інфузорії. Склад активного мулу значно коливається залежно від природи стічних вод, навантаження на мул, аерації, інших технологічних параметрів [11]. Оскільки склад стічних вод безперервно змінюється, то й склад мулу постійно зазнає змін навіть у певному місці одного й того самого аеротенка. Гідролітичні бактерії родів *Clostridium*, *Peptococcus*, *Butyrivibrio*, *Bacillus* здатні розщеплювати складні полімерні молекули білків, вуглеводів, нуклеїнових кислот, ліпідів на мономери. Кислотоутворюючі бактерії родів *Acetobacterium*, *Synthrobacter*, *Synthrophomonas* трансформують жирні кислоти, деякі спирти та ароматичні сполуки в ацетатну кислоту. Під час обробки великої кількості стічних вод застосовують різні конструкції аеротенків. Крізь воду пропускають повітря, вода перемішується з біологічно активним мулом із метою досягнення біологічного розкладання органічних речовин. Після аеротенків суміш стічних вод з активним мулом надходить у вторинні відстійники. У результаті повної біохімічної очистки стічні води мають концентрацію завислих домішок 15–20 мг/дм<sup>3</sup>, БСК<sub>5</sub> (біохімічне споживання кисню) становить 15–20 мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> (рис. 2).

Очищені міські стічні води можуть бути використанні на підприємствах, у сільському господарстві для зрошення. Нині скид стоків з наявних очисних споруд м. Херсона здійснюється від ставків-аераторів відкритим каналом у річку Верьовчину. Для покращення якості очищеної стічної води й для повного її очищення пропонується на прилеглий території ставків доочищення стоків розташувати біоінженерні споруди. Це вимагає матеріальних витрат, але надасть можливість забезпечити повне очищення стічних вод м. Херсона. Зазначимо, що результати роботи херсонських очисних споруд є задовільними, про це свідчать такі дані: кількість завислих речовин, що містяться в стоках, 1800–2000 мг/дм<sup>3</sup>, на випуску очищеної води їх є 10–12 мг/дм<sup>3</sup>; хімічна потреба кисню на вході стоків становить

400–420 мг/дм<sup>3</sup>, на виході – 60–70 мг/дм<sup>3</sup>; біологічне споживання кисню на вході – 180–200 мг/дм<sup>3</sup>, на виході – 10–15 мг/дм<sup>3</sup>. Для успішного вирішення проблеми забезпечення населення міста якісною питною водою є декілька шляхів. Один із них пов'язаний із пошуком нових родовищ якісної питної води, бурінням і будівництвом артезіанських свердловин, ремонтом або прокладенням нових водопровідних мереж. Другий – будівництво стаціонарних станцій доочищення питної води отриманої з поверхневих і підземних джерел. Вода буде доставлятися споживачам гарантованої та постійної якості, але за більш високою ціною. Третій шлях – встановлення малогабаритних модульних станцій доочищення питної води, які можна встановлювати безпосередньо в місцях призначення: на харчоблоках шкіл і дитячих садків, у місцях питного споживання тощо. Задля забезпечення населення м. Херсона високоякісною водою треба повернутися до розгляду питання щодо будівництва водогону з Лівобережжя, відновити водовідбір на Верхньо-Антонівському водозаборі, модернізувати застарілу водогінну мережу, розробити нові режими експлуатації свердловин.

**Висновки.** 1. Аналізуючи проблеми водопостачання та водовідведення населення Херсонської області, зазначимо першочергові заходи щодо усунення кризових точок у цій сфері: реконструкція очисних споруд м. Берислава; перекладка самопливних каналізаційних колекторів у м. Херсоні; реконструкція Верхньо-Антонівського водозабору м. Херсона; реконструкція очисних споруд м. Генічеська; будівництво мереж каналізації східної частини м. Гола Пристань; реконструкція та розширення очисних споруд м. Нова Каховка; продовження будівництва Іванівського групового водоводу; розширення системи біуетів (платних і безкоштовних) у м. Херсоні, всіх районних центрах області; встановлення малогабаритних модульних станцій доочищення питної води. Для комплексного вирішення проблеми водопостачання та водовідведення області необхідні роз-

роблення й впровадження системи моніторингу водного середовища.

2. Питання використання ресурсів питних підземних вод необхідно вирішувати з урахуванням їхнього кількісного та якісного стану і тісною взаємодією з компонентами довкілля в умовах техногенного навантаження. Аналізуючи якість води, зазначимо, що величина рН, каламутність, вміст нітратів, сухого залишку не перевищують нормативні значення.

3. Результати роботи Херсонських очисних споруд є задовільними. Для покращення якості очищених стічних вод пропонується на прилеглий території ставків доочищення стоків розташувати біоінженерні споруди.

4. Стратегія подальшого реформування водного господарства Херсонської області насамперед пов'язана з необхідністю визначення пріоритетів щодо розвитку та оптимізації ВГК регіону.

### Література

1. Левківський С.С., Падун М.М. Рациональное використання і охорона водних ресурсів : підручник. Київ, 2006. 280 с.
2. Водний кодекс України. Редакція від 18.12.2017 URL: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80/> (дата звернення: 05.12.2019).
3. Малеев В.А., Безпальченко В.М. Водохозяйственный комплекс Херсонской области: состав, анализ, эколого-экономические проблемы, перспективы развития. *Вісник Херсонського національного технічного університету*. 2016. № 2 (57). С. 200–208.
4. Яцик А.В., Хорев В.М. Водне господарство в Україні. Київ : Генеза, 2000. 456 с.
5. Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. Київ, 2006. 240 с.
6. Хвесик М.А., Голян В.А., Хвесик Ю.М. Інституціональне середовище сталого водокористування в умовах ринкових відносин: національні та регіональні виміри : монографія. Київ : НАУ, 2005. 180 с.
7. Наукові основи раціонального використання природно-ресурсного потенціалу Херсонської області : монографія / Малеев В.О., Кузнецов С.І., Карманов В.В., Безпальченко В.М. Херсон : ФОП Вишемирський В.С., 2018. 336 с.
8. Малеев В.О., Безпальченко В.М. Аналіз водопостачання й якості питної води в Херсонській області. *Вісник Херсонського національного технічного університету*. 2019. № 4 (71). С. 28–37.
9. Малеев В.О., Безпальченко В.М., Шилова О.Р. Якість питної води м. Херсона. *Сучасні проблеми природничих наук: теорія, практика, освітні новації*: Матеріали доповідей. Ніжин, 2018. С. 364–366.
10. Малеев В.О., Ткаченко Н.І. Очисні споруди м. Херсона. *Вода – источник жизни на Земле* : збірник статей. Луганськ, 2008. С. 164–166.
11. Запольський А.К., Мішкова-Клименко Н.А., Астрелін І.М. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод : підручник. Київ : Лібра, 2000. 552 с.

## ОСОБЛИВОСТІ МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

Мельников А.Ю.

НДУ «Український науково дослідний інститут екологічних проблем»  
вул. Бакуліна, 6, 61166, м. Харків  
atlonpc@ukr.net

Проведено оцінку даних щодо вмісту важких металів у воді р. Дунай у межах України. За допомогою кореляційного аналізу встановлено значний вплив високих концентрацій завислих речовин у воді на результати визначення валового вмісту деяких металів. Отримано сильну кореляцію між валовим вмістом міді та концентрацією її розчинених форм. При цьому частка розчинених форм міді щодо валового вмісту в середньому сягає 81%. Для інші досліджених важких металів середня частка розчинених форм щодо валового вмісту була менше 60%, і сильних кореляцій не спостерігалось. Оцінка даних Danube River Basin Water Quality Database за 2001–2016 рр. по досліджуваній ділянці свідчить, що вміст розчинених форм металів не корелює з вмістом завислих речовин, на відміну від валового вмісту цих елементів. Зроблено висновки про те, що використання результатів визначення розчинених форм для оцінки забруднення води важкими металами є більш об'єктивним у тому разі, коли у воді містяться значні кількості завислих речовин. Сформульовано рекомендації щодо проведення відбору проб води для визначення в ній розчинених форм металів. Розглянуто результати використання біомоніторингу важких металів у поверхневих водах. Як досліджувані організми обрано водні макрофіти та гіллястовусі ракоподібні, на основі проведених досліджень сформульовано особливості використання водних рослин для пасивного біомоніторингу та гіллястовусих ракоподібних для активного біомоніторингу. У підсумку зазначено, що проведення екологічного моніторингу відповідно до Водної рамкової директиви Європейського Союзу та супутніх директив і керівництв, зокрема дослідження вмісту розчинених форм важких металів у воді та визначення масової частки металів у біоті, дають змогу покращити об'єктивність даних щодо забруднення важкими металами поверхневих вод. *Ключові слова:* важкі метали, р. Дунай, розчинені форми, валовий вміст, біомоніторинг, макрофіти, гіллястовусі ракоподібні.

### Features of monitoring a surface water contamination by heavy metals. Melnikov A.

The heavy metals content in the water of the Danube within Ukraine data was estimated. The significant effect of suspended solids high concentrations in water on total content of some metals has been established by correlation analysis. The strong correlation between the total copper content and the concentration of its dissolved forms was obtained. Moreover, the proportion of dissolved forms of copper relative to the average total content reaches 81%. For other heavy metals studied, the average proportion of dissolved forms relative to the total content was less than 60% and no strong correlations were observed. Assessment of Danube River Basin Water Quality Database data for 2001–2016 in the study area indicates that the content of dissolved forms of metals does not correlate with the content of suspended solids, in contrast to the total content of these elements. It is concluded that the use dissolved form results for assessing water contamination by heavy metals is more objective when significant amounts of suspended solids are contained in water. Recommendations are formulated for conducting water sampling. The results of the heavy metals in surface waters biomonitoring use are considered. As the studied organisms, aquatic macrophytes and Cladocera were selected. Based on the conducted studies, the features of using aquatic plants for passive biomonitoring and Cladocera for active biomonitoring are formulated. As a result, it was indicated that environmental monitoring in accordance with the Water Framework Directive of the European Union and related directives and guidelines, in particular, studies of the content of dissolved forms of heavy metals in water and determination of the metals amount in biota, can improve the objectivity of surface water pollution by heavy metals data. *Key words:* heavy metals, Danube River, dissolved forms total content, biomonitoring, macrophytes, Cladocera.

**Постановка проблеми.** Важкі метали (далі – ВМ) в поверхневих водах містяться в незначних кількостях, зазвичай менше 1 мг/дм<sup>3</sup>. Їхній вплив на живі організми різниться залежно від токсичності елемента, виду та фізіологічного стану живого організму, концентрації металу в навколишньому середовищі. Деякі ВМ є незамінними мікроелементами, тоді як інші чинять переважно токсичну дію на живі організми. Небезпека, яку створює забруднення ВМ, пов'язана з тим, що метали не розкладаються ні біологічно, ні хімічно та можуть акумулюватися біотою у великих кількостях [1].

Сучасні фізико-хімічні методи дослідження дають змогу визначати вміст металів у компонентах довкілля з високою точністю та на рівні концентрації в декілька мікрограмів металу на дм<sup>3</sup> підготовленої

проби та навіть нижче. Методи та засоби, що використовують для відбирання проб, пробопідготовки, теж добре стандартизовані. При цьому основною невизначеністю під час проведення досліджень є неоднорідність складу компонентів водних об'єктів, що використовуються для визначення в них вмісту ВМ. Отже, забезпечення якісних даних, на основі яких можливо встановити факт забруднення водного об'єкта важкими металами, може вимагати значної кількості досліджень.

**Актуальність дослідження.** Використання альтернативних методів дослідження забруднення поверхневих вод, заснованих на методах біомоніторингу, є актуальним, бо дає змогу отримувати додаткову інформацію щодо забруднення поверхневих вод [2].



Впровадження в положеннях Директив Європейського Союзу (ЄС) [3–5] екологічного нормування вмісту розчинених форм металів у воді потребує дослідження правильності такого підходу. Провести таке співставлення актуально з використанням даних вмісту ВМ у воді р. Дунай в межах України [1; 6; 7], де спостерігається значний вміст завислих речовин і постійно фіксуються значні перевищення граничнодопустимих концентрацій ВМ [8].

**Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями.** Дослідження особливостей моніторингу забруднення ВМ з урахування положень Водної рамкової Директиви ЄС (далі – ВРД) [3] та оцінка методів дослідження вмісту металів із використанням організмів-біомоніторів є важливим науковим завданням [1; 2; 7; 9].

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Дослідження забруднення ВМ поверхневих вод згідно з положеннями ВРД передбачають визначення концентрації розчинених форм металів у воді, масової частки у донних відкладах і в завислих речовинах [10]. В Україні під час дослідження забруднення поверхневих вод ВМ зазвичай визначають валовий вміст металів у воді та донних відкладах. Під час дослідження вод із невисоким вмістом незабруднених важкими металами завислих речовин (< 20 мг/кг) значення концентрації розчинених форм збігається з валовим вмістом, але за значного вмісту металів у суспендованому стані ця різниця може сягати високих значень [1; 7]. Отримані результати [1; 7; 11] свідчать про значний вплив концентрації завислих речовин на валовий вміст металів у воді р. Дунай. Отже, якщо спиратися на дані тільки щодо валового вмісту ВМ, то можна отримати хибний результат під час оцінки забруднення водного об'єкта, оскільки локальні зміни вмісту завислих

речовин у воді під час відбору проб призводять до отримання завищених результатів.

Методи біомоніторингу засновано на дослідженні накопичення стійких забруднюючих речовин біотою, зокрема важких металів. Процедура пасивного біомоніторингу складається з досліджень біоти, екосистеми забруднення якої оцінюють. Активний біомоніторинг, на відміну від пасивного, полягає у внесенні організму-біомонітора до досліджуваного водного об'єкта з наступним визначенням накопичення забруднюючих речовин. Для оцінки забруднення деякими стійкими забруднюючими речовинами відповідно до Директиви 2008/105/ЄС [5] рекомендується обирати риб, молюсків або ракоподібних. Використання для цих цілей макрофітів має значну кількість недоліків [12], при цьому вони мають низку переваг, такі як простота відбору, транспортування, пробопідготовки. Результати досліджень [2; 7; 13; 14] свідчать про можливість використання водних макрофітів для оцінювання забруднення ВМ поверхневих вод. Методи активного біомоніторингу дають можливість проводити оцінку забруднення ВМ за необхідний період [9]. Значним недоліком біомоніторингу є висока похибка, зумовлена різноманітністю характеристик досліджуваних організмів.

**Новизна** полягає у вдосконаленні методологічних аспектів дослідження забруднення ВМ водних масивів – як на основі їхнього вмісту металів у воді, так і з використанням методів біомоніторингу.

**Виклад основного матеріалу.** Для порівняння інформаційної цінності результатів визначення валового вмісту та розчинених форм ВМ у воді використовували результати досліджень, що проводилися у 2016–2018 рр. на р. Дунай в межах України, зокрема опубліковані в [1]. Для перевірки залежностей між формами вмісту металів розраховано коефіцієнти кореляції Пірсона для відповідних величин (таблиця 1). Отримані результати вказують

Таблиця 1

**Кореляція між валовим вмістом і концентрацією розчинених форм ВМ у воді р. Дунай у межах України**

Коефіцієнт кореляції	Елемент								
	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Cr	Pb	Co	Cd
	0,30	0,52	0,40	0,77	0,19	0,42	0,38	0,17	0,19
Кількість спостережень	52	56	22	78	70	80	50	54	48
Частка розчиненої форми щодо валового вмісту, %	41	58	60	81	56	65	46	42	50

Таблиця 2

**Кореляція між валовим вмістом і концентрацією розчинених форм ВМ та вмістом завислих речовин у воді р. Дунай на транскордонних між Україною та Румунією ділянках**

Коефіцієнт кореляції	Елемент								
	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Cr	Pb	Cd	Hg
Валовий вміст – завислі речовини	0,31	0,35	-0,06	0,14	0,46	0,16	0,28	0,04	-0,02
Розчинені форми – завислі речовини	0,02	0	-0,03	0,19	0,08	-0,06	0,14	-0,05	-0,06
Валовий вміст – розчинені форми	-0,11	0,53	0,31	0,44	0,32	0,46	0,38	0,77	0,96

на відсутність сильного зв'язку між валовим вмістом і розчиненими формами досліджуваних ВМ, окрім міді, частка якої в суспендованому вигляді низька (у середньому 19%). Встановлено, що форми вмісту металів у воді р. Дунай слабо пов'язані між собою для кобальту, нікелю, кадмію.

Для розгляду кореляцій між валовим вмістом, концентрацією розчинних форм ВМ та концентрацією завислих речовин проведено з використанням даних Danube River Basin Water Quality Database [6], обрано значення для пунктів спостережень, розташованих на транскордонній ділянці р. Дунай між Україною та Румунією, а саме в районі м. Рені та м. Вилкове [11].

Розраховано коефіцієнти кореляції Пірсона, для проб в яких визначали валовий вміст, концентрацію розчинених форм ВМ та вміст завислих речовин. Кількість пар спостережень для побудови кореляційних залежностей становила більше 100. Отримані дані представлено в таблиці 2.

Отримані результати вказують на помірну кореляцію між валовим вмістом заліза, марганцю, нікелю та вмістом завислих речовин. При цьому зв'язку між концентрацією розчинених форм ВМ та вмістом завислих речовин у воді не спостерігається. Найбільший взаємозв'язок між концентрацією розчинених форм і валовим вмістом металів спостерігається для тих елементів, у яких відсутній зв'язок між валовим вмістом і концентрацією завислих речовин.

Отже, використання даних про валовий вміст ВМ може призвести до хибної оцінки забруднення ділянок водного об'єкта. При цьому під час екологічного моніторингу водних об'єктів доцільним є використання процедур, запроваджених ВРД, зокрема дослідження масових концентрацій розчинених форм і масової частки металів у завислих речовинах замість визначення валового вмісту. Основною перешкодою для такого підходу є відсутність розроблених і затверджених стандартів якості доквілля для вмісту більшості ВМ у водних масивах, наразі в Україні затверджено лише нормативи для вмісту розчинених форм нікелю, кадмію, ртуті, свинцю.

Ефективне визначення вмісту масових концентрацій розчинених форм і масової частки металів у завислих речовинах потребує використання автоматичних пробовідбірників, що дають змогу фільтрувати пробу під час відбору. Водночас використання стандартної процедури з фільтруванням на місці відбору [15] в польових умовах займає більше часу та з більшою вірогідністю може призвести до забруднення проби.

Проведення під час екологічного моніторингу досліджень із біомоніторингу для визначення хімічного забруднення запроваджено ВРД [16]. Такі спостереження зазвичай проводять для визначення забруднення речовинами та елементами, визначення яких у воді або донних відкладах є неефективним, тобто необхідно контролювати дуже малі концентра-

ції, що відповідно призводить до високої похибки вимірювання. Наприклад, визначення вмісту ртуті в біоті є найбільш доцільним [16]. Для досліджень із біомоніторингу рекомендовано використовувати рибу та двостулкових моллюсків [16], відбір проб яких зазвичай потребує спеціальних засобів. Використання макрофітів для цих потреб також досить часто застосовується, але здебільшого в наукових дослідженнях [2; 12–14]. Це насамперед пов'язано зі значною невизначеністю отриманих результатів. Відбір проб макрофітів, який дає змогу охопити всю досліджувану ділянку водного об'єкта, та гомогенізація отриманих зразків окремих видів рослин перед аналізуванням дають можливість отримувати якісніші дані. Проведені дослідження вмісту кадмію у пробах зануреної вищої водної рослини *Ceratophyllum demersum L.* у 2016–2017 рр. показали, що рослини, відібрані на українській частині р. Дунай, містять у середньому 2,5 мг кадмію на кг сухої маси, а проби, відібрані з р. Сіверський Донець, – 6 мг/кг, при цьому під час дослідження води р. Сіверський Донець вміст кадмію залишався на рівні менше 0,0002 мг/дм<sup>3</sup>. Лише під час проведення дослідження у 2019 р. на ділянці значно вищий за течією місця відбору проб рослин під час відбору проб із періодичністю раз у тиждень отримано разове перевищення гранично-допустимих концентрацій за кадмієм у воді р. Сіверський Донець [17].

Підсумовуючи практичні аспекти використання макрофітів для біомоніторингу [2; 13; 14], треба вказати на основні особливості таких досліджень:

Проби макрофітів повинні бути відібрані так, щоб охоплювати досліджувану ділянку та для кожного виду рослин включати представників різного розміру відібраних із різних за гідроморфологічними характеристиками частин досліджуваної ділянки.

Більше накопичення металів спостерігається у занурених вищих водних рослин та водних мохів.

Рослини перед транспортуванням і довгим зберіганням необхідно розділяти по видах, відділяти кореневу частину, промивати від залишків завислих речовин і висушувати.

Важливим етапом пробопідготовки є гомогенізація проб, при цьому вміст ВМ необхідно визначати окремо для кожного виду і частини рослини.

Біомоніторинг занурених вищих водних рослин дає гарний результат під час оцінки забруднення ВМ, які проявляють переважно токсичні властивості, – свинець, кадмій тощо.

Дослідження з активного біомоніторингу представлені в роботі [9]. Метод дає можливість оцінювати забруднення ВМ поверхневих вод за короткі періоди (упродовж декількох днів). Основними перевагами є малі габарити устаткування для внесення гіллястовусих ракоподібних у досліджуване середовище та їхнього розведення в лабораторних умовах. До недоліків треба віднести відносно трудомістку процедуру вимірювання, низьку точність

отриманих результатів. Значно покращити метрологічні характеристики методу можливо, якщо використовувати під час дослідження один вид гіллястовусих ракоподібних, при цьому досліджувані організми повинні бути досить стійкими до характеристик випробуваного середовища. При цьому результат визначення вмісту ВМ в гіллястовусому ракоподібному краще наводити не в абсолютному значенні вмісту металу в ракоподібному, а відносно до маси або розміру ракоподібного.

**Головні висновки.** Дослідження забруднення ВМ під час екологічного моніторингу поверхневих вод з врахуванням вимог та рекомендацій ВРД доз-

воляє отримати якісні данні. Під час такого дослідження необхідним є дослідження масової концентрації розчинених форм ВМ у воді, масової частки ВМ у завислих речовинах і донних відкладах, біоті.

Вибір біоти для визначення в ній важких металів може бути різноманітний, але треба враховувати особливості накопичення металів обраними видами.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Представлено рекомендації щодо особливостей проведення біомоніторингу з використанням макрофітів і гіллястовусих ракоподібних, використання яких дасть можливість отримувати об'єктивні результати оцінки забруднення ВМ водотоків.

### Література

1. Васенко О.Г., Мельников А.Ю. Дослідження вмісту важких металів у воді р. Дунай в межах України. *Екологічна безпека*. 2017. № 2/2017(24). С. 64–69.
2. Мельников А.Ю. Акумуляція важких металів у біоценозах дельти Дунаю. *Екологічні науки*. 2018. № 2 (21). С. 138–142.
3. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради «Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики» від 23 жовтня 2000 р. *Офіційний вісник Європейського Союзу*. 2000. 21.03.2008.
4. Directive 2013/39/EU of the European parliament and of the council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. URL: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:EN:PDF> (дата звернення: 24.04.2020).
5. Directive 2008/105/EC of the European parliament and of the council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. URL: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:EN:PDF> (дата звернення: 24.04.2020).
6. Danube River Basin Water Quality Database. URL: <https://www.icpdr.org/wq-db/home> (дата звернення: 24.04.2020).
7. Мельников А.Ю. Особливості моніторингу забруднення важкими металами складових екосистеми р. Дунай в межах України. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення* : зб. наук. статей XV Міжнар. наук.-практ. конф., м. Харків, 9–13 вересня 2019 р. С. 224–226.
8. Зведений заключний звіт про наукову роботу «Комплексний екологічний моніторинг довкілля підчас експлуатації глибоководного суднового ходу Дунай – Чорне море. Район морського підхідного каналу» з розробкою проекту «Виконання експлуатаційного днопоглиблення на морському підхідному каналі глибоководного суднового ходу (ГСХ) р. Дунай – Чорне море» Харків : УкрНДІЕП, 2015 р.
9. Мельников А.Ю. Биомониторинг загрязнения поверхностных вод свинцом и кадмием с использованием планктонных организмов. *Science and Education a New Dimension. Natural and Technical Sciences*. 2018. VI (21). Issue: 179. 2018 Sept. P. 59–61.
10. Joint Danube Survey 3 - A comprehensive Analysis of Danube Water Quality, Final scientific report. / Liska I., Wagner F., Sengl M., Deutsch K., Slobodnik J. (ed.) ICPDR, Vienna, Austria, 2015.
11. Мельников А.Ю. Сезонна динаміка вмісту важких металів у воді р. Дунай в межах України. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення* : зб. наук. статей XIV Міжнар. наук.-практ. конф., м. Харків, 10–14 вересня 2018 р. 2018. С. 232–238.
12. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem / Zhou Q., et. al. *Analytica chimica acta*. 2008. № 606. P. 135–150.
13. Мельников А.Ю., Карлюк А.А. Биомониторинг тяжелых металлов в зоне влияния ТЭС. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення* : зб. наук. ст. XIII Міжнар. наук.-практ. конф., м. Харків, 11–15 вересня 2017 р. 2017. С. 304–308.
14. Васенко А.Г. Мельников А.Ю. Оценка содержания тяжелых металлов на разных участках водотока с использованием методов биоиндикации. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення* : зб. наук. ст. XII Міжнар. наук.-практ. конф., м. Харків, 5–9 вересня 2016 р. 2016. С. 45–47.
15. МВВ № 081/12-0415-07. Води зворотні, поверхневі, підземні. Методика виконання вимірювань масової концентрації заліза атомно-абсорбційним методом (полуменева атомізація). Мінприроди України. Київ, 2007.
16. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance document No. 25 on chemical monitoring of sediment and biota under the water framework directive. URL: <https://circabc.europa.eu/sd/a/7f47ccd9-ce47-4f4a-b4f0-cc61db518b1c/Guidance No25 - Chemical Monitoring of Sediment and Biota.pdf> (дата звернення: 24.04.2020).
17. Якість води р. Сіверський донець на транскордонній ділянці в межах с. Огурцово. / Калініченко О.О. та ін. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення* : зб. наук. статей XV Міжнарод. наук.-практ. конфер., м. Харків, 9–13 вересня 2019 р. 2019. С. 175–179.

## СУЧАСНІ ДЕФОРМАЦІЇ БЕРЕГОВОЇ ЛІНІЇ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В КОНТЕКСТІ МОЖЛИВИХ ГЕОЕКОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ

Сердюк С.М.<sup>1</sup>, Довганенко Д.О.<sup>1</sup>, Луньова О.В.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара  
вул. Казакова, 22, корпус 16, 49107, м. Дніпро

<sup>2</sup>Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління  
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ  
[semicvetik25@i.ua](mailto:semicvetik25@i.ua), [dendovgy@i.ua](mailto:dendovgy@i.ua), [Oksanalunova@gmail.com](mailto:Oksanalunova@gmail.com)

На прикладі Дніпровського водосховища зроблено геоекологічний аналіз проблем як наслідок його будівництва та експлуатації, наведено наукову інформацію щодо зміни екзогенних рельєфоутворювальних процесів у зоні його впливу та перспективи розвитку. Доведено значення моніторингу для збереження оточуючого середовища та розробки і проведення заходів щодо захисту від несприятливих інженерно-геологічних процесів.

У статті наведено сучасні наукові відомості щодо перебігу екзогенних рельєфоутворювальних процесів у зоні впливу водосховища Дніпровське. Внаслідок зміни водообміну, підняття рівня ґрунтових вод, замулення ложа водосховища, зниження швидкості течії активізуються такі процеси, як підтоплення та заболочування, площинний змив, ярусна ерозія, переробка берегів, зсуви, просадкові процеси й таке інше. Тому перспективне прогнозування розвитку можливої деформації берегової лінії Дніпровського водосховища належить до числа найважливіших науково-практичних завдань сучасності. Усе вищевикладене і спонукало до наукового вивчення деформацій берегової лінії Дніпровського водосховища з метою подальшої розробки стабілізуючих заходів, спрямованих на відновлення екологічної, соціальної та рекреаційної значущості території дослідження.

Прогноз переробки берегів водосховища здійснювався за методами Г.С. Золотарьова та Є.Г. Качугіна на 10-ти річний строк. Розрахунки проводилися за топографічними даними 2018 р. по 4-ом постах: Запоріжжя, Микільське-на-Дніпрі, Лоцмано-Кам'янка та Сухачівка. За переважаючими напрямками вітру визначалась глибина розмиву та переробка берегової лінії. З геоекологічних та гідрологічних позицій процеси деградації прилеглих до водосховища Дніпровське територій вже минули фазу розквіту. Активізація процесів руйнування берегів може бути викликана перш за все форсованим рівнем водосховища та несприятливими метеорологічними умовами. Тому з погляду стійкості берегів необхідно зберігати наявний рівневий режим водойми. Територія, прилегла до водосховища Дніпровське, була визнана перспективною в плані освоєння під забудову з урахуванням новітніх технологій будівництва.

Отже, моніторинг є важливим інструментом для збереження оточуючого середовища та, зокрема, для розробки і проведення заходів щодо захисту від несприятливих інженерно-геологічних процесів. *Ключові слова:* водосховище, прогноз переробки берегів, геоекологічні наслідки.

### **Modern deformations of the Dnieper reservoir coastline in the context of possible geoeological consequences. Serdiuk S., Dovganenko D., Lunova O.**

The geo-ecological analysis of problems, as a result of construction and operation of reservoir the case of the Dnipro reservoir was made, scientific information on the change of exogenous relief-forming processes in the area of its influence was given, and prospects for monitoring development to preserve the environment and development and implementation measures to protect against adverse engineering-geological processes.

The article is devoted to the review of actual problems of reservoirs of large lowland rivers with long period of operation. The example of the Dnieper reservoir is geo-ecological analysis of problems that arose as a result of its construction and operation. The modern scientific information is provided on the way of exogenous relief-forming processes in the area of influence of the Dnipro's reservoir, which inevitably changes the engineering-geomorphological conditions of the territory of influence. Due to changes in water exchange, rising a groundwater level, siltation a bed of the reservoirs, slowing down the flow, such processes as flooding and waterlogging, land runoff, gully erosion, shore processing, landslides, subsidence processes, etc. are activated. Therefore, perspective forecasting of the development of the possible deformation of the Dnieper reservoir coastline is among the most important scientific-practical tasks of the present. All of the above has led to a scientific study of the deformations of the coastline of the Dnieper reservoir with the purpose of further develop stabilizing activities aimed at restoring the ecological, social and recreational significance of the study area. The forecast of the reprocess of the shores of the reservoir was carried out according to methods of G.S. Zolotaryov and E.G. Kachugin over the 10-year period. The calculations were made according to the topographic data of 2018 for 4 posts: Zaporizhzhia, Mykolayskon-Dnieper, Lotsmano-Kamianka and Sukachivka. By the prevailing wind directions were determined the depth of the blurring and the reprocessing of the coastline. From the geoeological and hydrological standpoints, the processes of degradation adjacent territories of the Dnieper reservoir have already passed the faze of heyday. Activation of shores destruction processes can be caused primarily by forced reservoir level and adverse meteorological conditions. Therefore, from the point of view of persistence of shores it is necessary to save the existing level regime of the reservoir. The territory adjacent to the Dnipro's reservoir, was determined as a promising in terms of exploitation for building, taking into account the latest technologies of construction. Thus, monitoring is an important tool for the saving environment, in particular, for developing and conducting activities for protecting adverse geological engineering processes. *Key words:* reservoir, the forecast of reprocessing shores, geoeological consequences.

**Постановка проблеми.** Водосховища – це водоїми з великою акваторією, значним обсягом води, уповільненим водообміном, які призначені для вирівнювання і регулювання стоку, забезпечення стабільної роботи електростанцій. В умовах загострення соціально-економічного розвитку різних регіонів для запобігання територіальних водних криз необхідно збалансовувати забезпечення їх водними ресурсами. Тому в Україні в ХХ ст. здійснювалась масштабна програма гідроенергетичного будівництва, яка спрямовувалась на підвищення економічної і соціальної ефективності цих об'єктів, хоча зарегульованість річок греблями та спорудження водосховищ неминуче порушувало сформовані природні екосистеми. Основні зміни торкнулися природного гідрологічного режиму річок, в результаті чого порушилася усталена протягом століть цілісність взаємозв'язку і взаємозалежності клімату, поверхневих і підземних вод, біоти, ґрунтового покриву [1]. В зв'язку з цим виявилась актуальною проблема комплексної оцінки якісних змін річкового стоку, взаємозв'язку природних і антропогенних явищ, які зумовлені будівництвом і експлуатацією великих гідротехнічних споруд та створенням водосховищ. Деякі з них можна спрогнозувати ще на стадії проектування, а інші виникають як наслідок спорудження цих гідрооб'єктів і водосховищ, а проявляються через роки після завершення будівництва і експлуатації об'єктів. Вони можуть мати незгасний характер. Чіткі напрями екологічних наслідків та їх масштаби у багатьох випадках важко передбачити з достатньою науковою обґрунтованістю. Багато з цих проблем так і залишаються нерозв'язаними у найближчому майбутньому [2]. Тому будь-які виявлення цих проблем відповідають критеріям наукової новизни та практичної значущості.

**Останні дослідження і публікації.** Від створення каскаду крупних водосховищ у долині р. Дніпро та спорудження великих гідротехнічних споруд (1932 – 1974 рр.), докорінно змінився природний гідрологічний режим Дніпра з річкового типу на озерний, що вплинуло на гідрологічні та гідрогеологічні умови територій локалізації водосховищ, рельєф і перебіг екзогенних процесів, стійкість природних та природно-антропогенних екосистем річок і суходолу. Тому увага вчених зосереджена на вивченні перебігу сучасних геоекологічних проблем, які пов'язані з експлуатацією водосховищ. У роботах багатьох авторів [1–6] досліджено гідрометеорологічний режим водосховищ та їх загальний вплив на довкілля. Гідрогеологічні умови та швидкість переформування берегової зони крупних водосховищ висвітлено у роботах Г.С. Золотарьова [7], Л.Б. Іконнікова [8, 9], Є.Г. Качугіна [10], Н.Н. Крамчанінова [11], А.Н. Петіна, Ю.Г. Чендева, Е.Д. Вороб'їова [12] та інші. В наукових публікаціях висвітлені питання моделювання і прогнозування еколого-гідрологічного стану водосховищ [13]. П.І. Копач,

Т.Т. Данько, Н.В. Горобець, Н.П. Тараканова [14] розробили методологію до встановлення просторових меж складних техноекосистем на прикладі Кам'янського (Дніпродзержинського) водосховища. В.І. Вишневським [15] узагальнено та наведено результати критичного аналізу гідрометеорологічної інформації по низці Дніпровських водосховищ, описані деякі проблеми їх використання. Трансформацію природних гідрогеологічних умов та сучасний геоморфогенез територій, прилеглих до Дніпровського каскаду водосховищ, розглянуто в працях А.Я. Ніщіменко [16] й О.Б. Багмета [17], надані рекомендації щодо поліпшення екологічного стану прибережних територій дніпровських водосховищ [18]. Отже, сьогодні напрацьовані базові матеріали щодо спорудження, експлуатації та комплексу наслідків функціонування водосховищ, які мають загальнонаукове, практичне значення. Результати багаторічного моніторингу геологічного середовища (1960–1996 рр.), проведеного Держкомгеологією України [19], свідчать, що кількість випадків несприятливих екзогенних процесів зростає у 3–5 разів. Тому питання прогнозування розвитку цих процесів та виокремлення їх за територіальною приналежністю, оцінка можливих екологічних наслідків мають загальнонаукове і практичне значення і належать до найважливіших завдань наукового вивчення сучасних деформацій берегової лінії Дніпровського водосховища з подальшою розробкою стабілізуючих заходів, що спрямовані на відновлення екологічного, соціального та рекреаційного значення території впливу великого водосховища великої рівнинної річки України.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Теоретичним підґрунтям дослідження були літературні та фондові джерела щодо географічного положення, кліматичних, гідрографічних, геолого-геоморфологічних, гідрогеологічних, ландшафтно-екологічних умов території Дніпровського водосховища та його санітарно-гігієнічного стану. Для оцінки та прогнозу деформації берегової лінії водосховища використано результати багаторічних стаціонарних спостережень Запорізького обласного центру з гідрометеорології по станціях Сухачівка, Лоцмано-Кам'янка, Микільське-на-Дніпрі, Запоріжжя (1993–2018 рр.), зокрема, це інформація рівневих спостережень, вітрового режиму, вільний від льоду період (по рокам). Цих спостережень достатньо для одержання валідних розрахункових гідрометеорологічних, гідрологічних даних та здійснення прогнозів переробки берегів водосховища. Оскільки водосховище Дніпровське є великим рівнинним водосховищем, то за просторовим критерієм визнано доцільним використовувати локальний метод по окремих інженерно-геологічних розрізах: відносно гідрологічних постів спостереження на водосховищі та часових – перспективний прогноз на 10 років. Найбільш прийнят-

ними визнано універсальні методи Є.Г. Качугіна [10] та Г.С. Золотарьова [7]. Прогнозування переробки берегів водосховища проведено шляхом натурної аналогії на репрезентативних інженерно-геологічних ділянках з подальшим узагальненням одержаних результатів для водосховища загалом. Базу даних вихідної інформації щодо регіональної оцінки розвитку екзогенних геологічних процесів (ерозія, абразія, зсуви та інше) створено з використанням карти Державного інформаційного геологічного фонду України (масштаб 1:200000), на якій узагальнені дані геологічних зйомок багаторічних спостережень екзогенних геологічних процесів за 1995–2003 рр. Розрахунок переробки берегів здійснювався на завершальній стадії динамічної рівноваги, коли переробка берегів припиняється.

**Виклад основного матеріалу.** Дніпровське водосховище (перше з Дніпровського каскаду) є важливим складником водогосподарського комплексу України у Дніпропетровській та Запорізькій областях. Воно утворилося під час будівництва ДніпроГЕСу. Водосховище затопило пороги та створило умови для наскрізного судноплавства по Дніпру від гирла до Києва і вище. Загальний профіль його використання – це гідроенергетика, господарсько-питне і промислове водопостачання, регулювання стоку, зрошення, рибне господарство, рекреація.

**Морфометричні особливості.** На підставі морфометричних особливостей і за умовами замерзання Дніпровське водосховище поділене на дві ділянки: нижняглибоководнагребля (с. Микільське-на-Дніпрі) і верхня мілководна гребля Дніпродзержинської ГЕС (с. Микільське-на-Дніпрі). Його найважливіші характеристики: сучасна площа для умов НІП 300 км<sup>2</sup> [15] (за проєктною – 410 км<sup>2</sup> [20]), максимальна та середня ширина 7,0 км та 3,2 км [20], довжина по фарватеру 129 км [20], максимальна глибина 53 м, корисний об'єм 0,61 км<sup>3</sup> [15] (за проєктом 1,0 км<sup>3</sup> [20]). Довжина напірного фронту водосховища становить 1,3 км, розрахунковий напір – 34,3 м [20]. Водосховище здійснює тижневе та добове регулювання стоку, за якого рівень води коливається від НІП 51,4 м до 50,7 м [20]. Гранично можливий рівень спрацювання водосховища в надзвичайно маловодний рік припускається до рівня мертвого об'єму (РМО) 48,5 м [20]. Узагальнюючи ці дані, можна стверджувати, що з моменту створення за рахунок замулення, природного заростання берегової зони, розмиву та відокремлення деяких ділянок для господарських цілей площа водосховища скоротилася на 27%, при цьому втрачено майже 39% первісного корисного об'єму, це свідчить про меншу регулюючу здатність водосховища, а це особливо важливо у разі настання високого водопілля [15].

**Гідрометеорологічна характеристика.** Дніпровське водосховище розташоване у помірних широтах з досить активною атмосферною циркуляцією, переважаючим типом якої є переміщення пові-

тряних мас із заходу на схід. Клімат помірно-континентальний. За даними метеостанції Запоріжжя, більшу частину року переважають вітри північно-східних та східних напрямків. Забезпеченість штормових вітрів північного, північно-східного і східного напрямків становить 0,6–1,2%. Довжина розгону хвиль для більшості напрямків вітру не перевищує 1–3 км по всіх хвилевимірних пунктах. Внаслідок цього сильна рухливість з висотою хвилі 1,5 м і більше спостерігається дуже рідко. Хвилі 0,75–1,0 м спостерігаються на окремих ділянках при сильних вітрах усіх напрямків. Найбільш часто хвилювання має місце в травні, вересні-листопаді. Стійкого льодоходу на всьому водосховищі зазвичай не спостерігається. Замерзання водосховища відбувається поступово, зверху вниз. Середня тривалість цього періоду – 71 доба.

**Геолого-геоморфологічна характеристика.** Дніпровське водосховище розташоване в межах середньодніпровського мегаблоку Українського кристалічного щита. Правобережжя зайняте Придніпровською височиною із середніми абсолютними висотами 120–140 м і являє собою лесову акумулятивно-денудаційну хвилясту, розчленовану рівнину з розвиненою яружно-балковою мережею. Лівобережжя Дніпра знаходиться в межах Придніпровської низовини з середніми абсолютними висотами 100–120 м, яка представлена лесовою акумулятивно-денудаційною хвилястою, слабо розчленованою рівниною.

У зоні впливу водосховища найактивніше проявляються підтоплення, площинний змив, яружна ерозія, переробка берегів, зсуви, осадові процеси. Сьогодні формування підпору ґрунтових вод практично завершилося, і основними чинниками розвитку несприятливих екзогенних процесів є абразія берегів водосховища та розвиток ярів на їх схилах. Активний розмив спостерігається в межах берегів загальною протяжністю 7 км, а швидкість переробки становить 0,1–0,7 м/рік. Як наслідок цих процесів відзначається зменшення сейсмічної стійкості порід (через їх підтоплення та водонасичення), забруднення підземних вод, засолення і осолонцювання ґрунтів, їх вторинне заглиблення, залуження і заболочування [14]. На сучасному етапі, за дослідженнями О.Б. Багмета [17], переробка перебуває у стадії затухання. Це пояснюється тим, що водосховище Дніпровське має найдовшу історію експлуатації та максимально наблизилось до вироблення профілю рівноваги [14; 17].

З підйомом рівня водосховища осадові та зсувні процеси набули небезпечного та катастрофічного прояву у великих містах регіону – Запоріжжі та Дніпрі, де спостерігається на деяких ділянках руйнування промислових та цивільних споруд. Причиною цих проявів є техногенне підтоплення, перенасичення порід на схилах водою та втрата ними стійкого зв'язаного стану [17]. Зони підтоплення є результа-

том зміни напрямів руху підземних вод після затоплення ложа водосховища, замулення малих річок водозбірної зони та ложа водосховища, втрати ними дренажної здатності. Їх величина та локалізація також залежать від кількості атмосферних опадів, режиму зміни глибини залягання ґрунтових вод. Активні зсувні процеси на узбережжі водосховища Дніпровське зафіксовані на берегових схилах між селами Круглик і Грушівка Вільнянського району.

Широкому розвитку процесів лінійної і площинної ерозії сприяють значні потужності (до 30 м) лесових відкладів, що залягають вище базису ерозії і легко розмиваються. Зсувні форми часто приурочені до яружно-балкової мережі. Широкий розвиток лесових порід сприяє активному прояву просадкових явищ. Переважають западини розміром 25–100 м, рідше до 500 м у діаметрі. Щільність розповсюдження залежно від розчленування поверхні становить від 20 до 60 западин на 1 км<sup>2</sup> [17]. Негативною рисою екзогенних процесів на берегах водосховища є не тільки руйнування і втрата земель, а й накопичення у його ложі твердих осадів. Цьому процесу сприяє також уповільнення водообміну [14].

Заплава водосховища складається з піщаних наносів, принесених вище за течією водосховища, тобто з наносів, які бідні на поживні речовини. У зв'язку з цим сучасний намул здебільшого складений піщаною фракцією.

*Прогноз переробки берегів водосховища.* Розрахунки проводилися за даними топографічної зйомки 2018 року по чотирьох постах (Запоріжжя,

Микільське-на-Дніпрі, Лоцмано-Кам'янка та Сухачівка) на 10-ти річний термін. Попередньо здійснювалось гідроморфологічне і геодинамічне районування акваторії водосховища Дніпровське, а також виділено репрезентативні ділянки переробки берегів. Аргументацією для їх виокремлення були такі фактори: відсутність на берегах спеціального інженерного захисту; наявність активної абразії берегів (обриви); різке збільшення глибини, що зумовлює зниження гасіння хвилі про прибережну міліну; наявність об'єктів інфраструктури. У межах кожної з ділянок водосховища були призначені репрезентативні створи. За допомогою ресурсів Google Earth визначено берег без берегоукріплення, а за допомогою навігаційних карт та карт Державного інформаційного геологічного фонду України виявлені активна абразія берегів та різке збільшення глибини біля берега. Через те, що по всій протяжності Дніпровського водосховища розміщено багато островів, важливим фактором для відбору ділянок прогнозу переробки була наявність острова між створами. За методом Є.Г. Качугіна [10], наявність острова посередині водосховища впливає на довжину розгону хвилі і, як наслідок, знижує хвилеприбійну силу, яка своєю чергою зменшує швидкість переробки берегів водосховища під впливом вітру. Як вихідні дані були використані багаторічні показники про вітер за безльодовий період. На основі розрахунків за методом математичного аналізу по згрупованому ряду по шістнадцяти напрямках вітру за 25 років (1993–2018 рр.) було визначено

Таблиця 1

Значення НПГ за досліджувані 25 років (1993–2018 рр.)

Піст	Нуль поста, мБС	Рівень, м	НПГ, м
Запоріжжя	43,71	7,36	51,07
Микільське-на-Дніпрі	43,71	7,37	51,08
Лоцмано-Кам'янка	43,71	7,47	51,18
Сухачівка	43,71	7,66	51,37

Таблиця 2

Параметри, що впливають на глибину розмиву берега водосховища Дніпровське

Пост та напрям вітру	W, м/с	Довжина розгону хвилі за напрямком, км	Висота хвилі, h <sub>в</sub> , м	Висота нахату хвилі, h <sub>н</sub> , м	Глибина розмиву, h <sub>р</sub> , м
Запоріжжя СХ	2	1,8	0,62	0,36	1,24
Запоріжжя СХ-ПН-СХ	2	2,1	0,64	0,37	1,28
Запоріжжя ПН-ЗХ	2	3	0,72	0,41	1,44
Микільське-на-Дніпрі СХ	2	1,3	0,54	0,31	1,09
Микільське-на-Дніпрі СХ-ПН-СХ	2	1,8	0,61	0,35	1,22
Микільське-на-Дніпрі ПН-ЗХ	2	2	0,63	0,36	1,26
Лоцмано-Кам'янка СХ	2	1,3	0,54	0,31	1,09
Лоцмано-Кам'янка СХ-ПН-СХ	2	1,7	0,6	0,35	1,21
Лоцмано-Кам'янка ПН-ЗХ	2	1,4	0,66	0,38	1,33
Сухачівка СХ	2	1,8	0,61	0,35	1,22
Сухачівка СХ-ПН-СХ	2	1,6	0,58	0,34	1,17
Сухачівка ПН-ЗХ	2	2,7	0,7	0,4	1,4

три основних, які переважають на досліджуваному об'єкті. Це східний напрям повторюваність 326 днів (0,79), східно-північно-східний – 259 (0,38) та північно-західний – 234 (0,57). На підставі цих даних визначалися характеристики хвилювання, які дозволяли визначити напрям і потенційну потужність уздовж берегових потоків наносів і умови накопичення твердого матеріалу в межах прибережної мілини. Для побудови профілів визначалися значення НПП, які відповідали сумі відмітки нуля поста (43,71 м БС), та розраховувалось середнє багаторічне значення рівня (табл. 1).

По кожному посту закладалися профілі за переважаючих напрямками вітру: східному, східно-північно-східному та північно-західному та розрахункові висота нахату хвилі ( $h_n$ , м) і глибина розмиву берега водосховища ( $h_p$ , м) (табл.2). Для побудови профілів схилів використовувався сервіс Google Earth. На основі побудованих гіпсометричних профілів схилів розрахункових ділянок виконувалася побудова площ акумулятивної частини мілини та частини схилу, що розмивається. На базі вихідних фактичних та розрахункових даних за методиками Г.С. Золотарьова [7] та Є.Г. Качугіна [10] визначалися параметри переформування берегового профілю.

Результати графічного розрахунку за методом Г.С. Золотарьова слід вважати індикаторними, оскільки польових (рекогносцирувальних) досліджень берегової мілини Дніпровського водосховища не проводилось. Крім цього, для складання прогнозу замість експериментальних були взяті осереднені значення кутів абразійного схилу берега.

Аналіз розроблених побудов, показав, що по посту Запоріжжя у східному напрямі довжина берегу переробки становить 54,5 м, східно-північно-східному – 56,5 м та при північно-західному – 104 м.

По посту Микільське-на-Дніпрі у східному напрямі довжина берега переробки 61 м, східно-північно-східному – 62 м, а північно-західному – 41 м.

По посту Лоцмано-Кам'янка у східному напрямі довжина берега переробки 16,5 м, східно-північно-східному – 17,5 м та північно-західному – 22 м.

По посту Сухачівка у східному напрямі довжина берега переробки 133,5 м, східно-північно-східному – 131 м та північно-західному – 63 м.

За одержаними результатами, можна стверджувати, що на глибоководній частині водосховища Дніпровське, де розташовані пости Запоріжжя та Микільське-на-Дніпрі, довжина берега переробки більша, ніж на мілководній частині. Враховуючи географію розташування поста Сухачівка й напрям

течії, яка спрямована з заходу на схід, переважаючі напрямки вітру діють на береги інакше, ніж на інші досліджувані точки. Як результат, маємо найбільшу відстань розгону хвилі в північно-західному напрямі, що зумовлює прогресуючу переробку берегової лінії саме на цій ділянці з урахуванням того, що склад ґрунту в прибережній частині водосховища Дніпровське однотиповий – лісовий, а рівні води у водосховищі підтримуються майже на однакових значеннях (за останні роки різниця між максимальним і мінімальним рівнями становила менше 0,5 м, що дозволяє віднести водосховище до водойм із стабільним протягом року режимом рівнів води). Тобто швидкість розвитку берегових процесів та формування берегової зони водосховища відбуваються у відносно стабільних інженерно-геологічних умовах.

**Головні висновки.** Аналіз наукової інформації про стан вдсх. Дніпровське з геоекологічних та гідрологічних позицій підтверджує той факт, що процеси деградації прилеглих територій вже минули фазу розквіту, а за результатами прогнозування та натурних спостережень сьогодні можна виділити ділянки, де переробка берегів ще триває. Це є наслідком гідродинамічного впливу, який зумовлений переважно вітровими хвилями; ерозійно-аккумулятивними процесами в руслі Дніпра та гравітаційно-денудаційними процесами на прилеглих до русла схилах заплави і терас. За таких умов виникають нові зсуви, осипи та інші явища, але масштаб у просторі і часі цих процесів вже істотно менший й самі процеси відбуваються повільно. У затоках і на плесах проявляються процеси заболочення, заростання, замулення дна та берегів. одночасно активізація процесів руйнування берегів може бути спричинена передусім перш за все форсованим рівнем водосховища та несприятливими метеорологічними умовами. Тому з погляду стійкості берегів необхідно зберігати наявний рівневий режим водойми.

Територія, прилегла до водосховища Дніпровське, є перспективною щодо освоєння під забудову з урахуванням новітніх технологій будівництва. Тому їхній постійний моніторинг є важливим інструментом збереження навколишнього середовища для розробки і проведення заходів захисту від несприятливих інженерно-геологічних процесів, збереження об'єктів природної і культурної спадщини. Проведене дослідження підтверджує доцільність розробки сценарію оздоровлення акваторії водосховища Дніпровське та берегової лінії, мінімізації негативних наслідків його створення та експлуатації.

### Література

1. Горбачев В.Н., Бабинцева Р.М., Карпенко Л.В., Карпенко В.Д. Негативное влияние крупных водохранилищ на окружающую среду. *Ульяновский медико-биологический журнал*. № 2. Ульяновск. 2012. С. 7–16.
2. Лабетиков С.В., Корпачев В.П., Гайденок Н.Д. Анализ влияния крупных водохранилищ на окружающую природную среду. *Вестник Сибирского государственного аэрокосмического университета имени академика М. Ф. Решетнева Сер. Педагогика, филология, право, экология*. 2006. С. 150–154.



3. Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Каскад днепровских водохранилищ. Ленинград : Гидрометеоздат, 1967. 348 с.
4. Водоохранилища и их воздействие на окружающую среду / отв. ред. Г. В. Воропаев, А. Б. Авакян. Москва : Наука, 1986. 367 с.
5. Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шаранов В.В. Водоохранилища. Москва : Мысль, 1987. 325 с.
6. Семененко С.Я. Водоохранилища равнинных рек. Проблемы и решения. *Успехи современного естествознания*. № 2. 2017. С. 145–151.
7. Золотарев Г.С. Инженерно-геологическое изучение береговых склонов водохранилищ и оценка их переработки. *Труды лаборатории гидрогеологических проблем им. акад. Ф. П. Саваренского*. Москва : АН СССР 1955. Т. 12. С. 180–235.
8. Иконников Л.Б. Динамика берегов в нижних бьефах гидроузлов. Москва : Наука, 1981. 76с.
9. Иконников Л.Б. Прогноз разрушения берегов при повышении уровня Чебоксарского водохранилища. *Гидротехническое строительство*. 1990. №2. С. 11–13.
10. Качугин Е.Г. Геологическое изучение динамики берегов водохранилищ. Москва : Наука, 1975. 145 с.
11. Крамчанинов Н.Н. Переработка берегов Белгородского водохранилища как фактор воздействия на его окружающую среду. *Научные ведомости*. №11 (66), 2009. С. 119–125.
12. Петин А.Н., Чендев Ю.Г., Воробьев Е.Д., Крамчанинов Н.Н. Масштабы и скорость переработки берегов правобережной части Белгородского водохранилища. *Проблемы природопользования и экологической ситуации в Европейской России и сопредельных странах*: Матер. III междунар. науч. конф. Белгород : Изд-во БелГУ. 2008. С. 79–85.
13. Басюк Т.О. Моделювання і прогнозування еколого-гідрологічного стану водосховищ малих ГЕС на р. Південний Буг. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2011. Т 2 (23). С. 148–158.
14. Копач П.І., Данько Т.Т., Горобець Н.В., Тараканова Н.П. Методологічні підходи до встановлення меж складних техноекосистем. *Екологія і природокористування*. 2013. Вип. 17. С. 105–120.
15. Вишневський В.І. Дніпровські водосховища та проблеми їх використання. *Гідроенергетика України*. 3–4/2018. С. 18–23.
16. Нишценко А.Я. Гидрогеологические условия и переформирование берегов водохранилищ Днепровского каскада ГЭС, 1956–70 гг. Київ : ДНВП «Геоинформ». 1971. 265 с.
17. Багмет О.Б. Вплив Дніпровського каскаду водосховищ на сучасний геоморфогенез прилеглих територій. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Сер. Екологія*. 2017. Вип. 17. С. 55–62.
18. Рекомендації щодо поліпшення екологічного стану прибережних територій дніпровських водосховищ. Київ, 1996. 162 с.
19. Саніна І.В. Регіональна оцінка стану геологічного середовища басейну р. Дніпро (територія України). Київ : ДНВП «Геоинформ», 1991. кн.1. 191 с.
20. Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду / А.В Яцик, А.І. Томільцева, М.Г. Томільцев та ін. Київ : Генеза. 2003. 176 с.

## ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Степова О.В., Гах Т.О.

Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка»  
пр. Першотравневий, 24, 36011, м. Полтава  
[alenastepovaja@gmail.com](mailto:alenastepovaja@gmail.com), [tanigah@ukr.net](mailto:tanigah@ukr.net)

Теоретичною основою наукового дослідження є положення природокористування та охорони навколишнього природного середовища, дослідження вітчизняних і зарубіжних вчених стосовно оцінювання екологічного стану поверхневих водоемів. У роботі проведено екологічне оцінювання стану річкових вод Полтавської області протягом 2005–2018 років з урахуванням гідрохімічних показників за методиками визначення інтегральних показників. Виявлено основні речовини-забруднювачі, які значно перевищують нормативні значення. Головними інгредієнтами, що зумовлюють низькі оцінки вод, є розчинний кисень, марганець, а також фосфат-іони та залізо загальне. Досліджено динаміку вмісту забруднюючих речовин у поверхневих водах Полтавської області протягом 2005–2018 років. Проведено аналіз шляхів забруднення поверхневих водоемів на регіональному рівні. За результатами оцінювання стану поверхневих водних джерел виявлено, що дуже чистий стан поверхневих вод спостерігається у місцях рекреацій, де розташовані оздоровчі дитячі табори, а також заповідні території; брудний стан переважає у зонах скидів очисних споруд житлово-комунальних та виробничих об'єктів; дуже брудний стан притаманний водам у районах нижче скидів із очисних споруд; надзвичайно забруднений стан зафіксовано у місцях скупчення великої кількості підприємств. Виявлено причини наявного екологічного стану поверхневих водних джерел. Зазначено, що для покращення екологічної ситуації, що склалася, необхідно впроваджувати науково обґрунтовані заходи щодо скорочення обсягів водокористування і скиду стічних вод, які базуються на вдосконаленні та модернізації технології очищення комунально-побутових та промислових стічних вод, зниженні рівня хімізації сільськогосподарського виробництва та удосконаленні технології внесення добрив, шляхом зменшення нерівномірності розсіювання добрив. *Ключові слова*: поверхневі води, забруднюючі речовини, індекс забруднення води, коефіцієнт забруднення, евтрофікація.

### Ecological condition of surface the Poltava region. Stepova O., Gah T.

The theoretical basis of the scientific research is the position of nature management and environmental protection, research of domestic and foreign scientists regarding the assessment of the ecological status of surface water bodies. The ecological assessment of the river water status of Poltava region in the period 2005–2018 is carried out in the work, taking into account hydrochemical parameters by methods of determination of integral indicators. The main pollutants have been found to be much higher than regulatory values. The main ingredients for low water ratings are soluble oxygen, manganese, as well as phosphate ions and total iron. The dynamics of the content of pollutants in the surface waters of Poltava region in the period 2005–2018 is analyzed. The ways of pollution of surface water bodies at the regional level are analyzed. The results of the assessment of the status of surface water sources revealed that a very clean surface water status is observed in recreation sites where health camps for children are located, as well as protected areas; dirty condition prevails in areas of discharge of treatment facilities of residential and communal facilities and production facilities; the very stormy condition of the waters in the areas below the discharges from the treatment plants; Extremely polluted state is recorded in the places of large enterprises. The reasons for the existing ecological status of surface water sources have been identified. It is stated that in order to improve the ecological situation, it is necessary to introduce scientifically sound measures to reduce the volume of water use and wastewater discharges, which are based on the improvement and modernization of the technology of municipal and industrial wastewater treatment, reducing the level of chemicalization of agricultural production and introduction of agricultural technology, by reducing the non-uniformity of fertilizer dispersion. *Key words*: surface water, pollutants, water pollution index, pollution factor, eutrophication.

**Постановка проблеми.** Господарська діяльність, що проводиться в Полтавській області, посилює антропогенний тиск на довкілля, зокрема поверхневі водоеми, та зумовлює необхідність застосування комплексного підходу до вивчення тенденцій зміни якісних показників поверхневих вод.

Особливу увагу викликає вивчення надходження та розподілу у водах місцевого стоку біогенних речовин, особливо сполук азоту і фосфору. Адже вони є хімічними каталізаторами процесу антропогенного евтрофування поверхневих вод, який у наш час вже досяг глобального, планетарного масштабу. Він характеризується різким збільшенням біомаси водоростей, вищої водної рослинності, фітопланктону за

рахунок надходження поживних біогенних речовин антропогенного генезису. В результаті біохімічного розкладу цієї біомаси у воді річок та водосховищ може виникати, починаючи з другої половини літа, дефіцит кисню, що супроводжується заморними явищами і являє собою значну загрозу для життєдіяльності багатьох гідробіонтів. Крім того, в результаті розкладу рослинних організмів у воду надходять токсичні речовини, небезпечні як для тварин, так і для людини.

Аналіз сучасного екологічного стану водних джерел Полтавської області свідчить, що негативні процеси на річках, водосховищах і ставках тривають. Більшість річок і водотоків забруднені хімічними,

в тому числі і біогенними речовинами, які потрапили у водойми внаслідок скиду стічних вод промислових підприємств, втратили своє природне значення. Проблема якісного виснаження водних ресурсів з кожним роком стає більш гострою. Основні труднощі під час використання поверхневих водних джерел пов'язані із забрудненням та евтрофікацією водойм. Проблема евтрофікації стосується екологічної безпеки водних об'єктів, тому є актуальною на цей час.

**Актуальність дослідження.** Проблема стану водних ресурсів є однією з найактуальніших проблем розвитку усієї економіки України на найближчі роки. Господарська діяльність супроводжується посиленням антропогенного впливу на довкілля, особливо збільшується навантаження на поверхневі водойми. Однією із найбільш вразливих його ланок є малі річки та водотоки.

Погіршення екологічної ситуації річкових систем у Полтавській області внаслідок нераціонального використання водних ресурсів, значного техногенного впливу є вкрай відчутною проблемою і несе ризику небезпеки для нинішнього і майбутніх поколінь.

Питання охорони поверхневих вод від негативного впливу антропогенних факторів, аналіз їх рівня забруднення є актуальними для всіх країн світу, зокрема для України, адже якість води є показником, що забезпечує здоров'я держави.

**Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями.** Роботу виконано відповідно до «Основних засад (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року», затверджених Законом України від 21.12.2010 р. №2818-VI.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Вивченню вмісту та стоку біогенних речовин річок України присвячено роботи О.М. Алмазова [1], О.І. Денисової [2], О.П. Нахшиної [3]. Дані про стік біогенних речовин присутні у роботі Д. Коненко, І.Г. Гарасевич, І.Г. Енакі [4]. Характеристика біогенних елементів для Нижнього Дніпра подана в роботі Л.О. Журавльової [5], а особливості формування вмісту біогенних речовин та характеристик їх стоку у річках басейну Дніпра – у роботі С.І. Сніжка [6]. Аналізу якісного стану поверхневих водних джерел Полтавської області присвячені наукові праці [7–9]. Оцінити якісно стан поверхневих вод, що знаходиться під впливом людської діяльності, є досить складним завданням, оскільки він визначається багатьма факторами. Визначення одночасно всіх показників не завжди є необхідним та економічно доцільним. Практично залежно від мети досліджень оцінка якості поверхневих вод ґрунтується на обраних репрезентативних показниках, величини яких мають визначатися за уніфікованими методами аналізу якості компонентів довкілля.

Проведений аналіз праць науковців, як вітчизняних, так і закордонних, стосовно дослідження стану поверхневих водойм та процесів, що в них відбува-

ються, який вказує, що проблема біогенного забруднення поверхневих водойм існує, зокрема для водних об'єктів Полтавської області.

**Матеріали і методи досліджень.** Аналіз біогенного забруднення поверхневих вод виконано на основі даних спостережень за вмістом гідрохімічних (біогенних) показників, наданих Полтавським регіональним управлінням водних ресурсів. Якість водних ресурсів визначалася за допомогою загальноприйнятих методик на основі гідрохімічних показників.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Практичне значення одержаних результатів роботи полягає у можливості використання в освітньому процесі та під час розробки програмних документів охорони поверхневих водних об'єктів Полтавської області: розроблених графічних матеріалів на основі оцінки стану поверхневих водних об'єктів за класом їх забруднення та визначення найбільш забруднених ділянок поверхневих водних об'єктів області та їх причин.

Це дасть змогу визначити потенційно-небезпечні ділянки поверхневих водних об'єктів Полтавської області, причини погіршення екологічного стану водних об'єктів та дозволить своєчасно провести першочергові водоохоронні заходи.

**Виклад основного матеріалу.** Полтавська область розташована у водозбірному басейні річки Дніпро. Площі, зайняті водними об'єктами, складають 148,431 тис. га, або 5,2% території області. На території Полтавської області налічується 146 річок (водотоків довжиною понад 10 км) загальною довжиною 5 100 км. Основними джерелами водних ресурсів області є річки Сула, Псел, Ворскла, Оріль та їх притоки, а також Кременчуцьке та Дніпродзержинське водосховища на річці Дніпро. У межах області формується стік трьох річок: Сліпорід, Говтва, Тагамлик.

Результати оцінювання якості річкових вод Полтавщини за період 2005–2011 років на основі комбінаторного індексу забруднення (КІЗ) з урахуванням 10 показників: хлориди; сульфати; азот амонійний, нітритний і нітратний; фосфор фосфатів; розчинений кисень; БСК<sub>5</sub>; залізо загальне; нафтопродукти свідчать, що їх рівень забруднення коливається від II класу «забруднена вода» до IV класу «дуже брудна» (КІЗ = 1,9÷7,5) (рис. 1). Якість води в створах Дніпра, Сули, Псла, Ворскли, Хорол, Сухого Кагамлика переважно належить до III класу, тобто класифікується як «брудна» (КІЗ= 3,0÷4,0). Особливо негативний стан стосовно забруднень характерний у створах більшості малих річок: Крива Руда, Орчик, Суха Лохвиця, Коломак, Багачка, Говтва, Тагамлик, Удай, Татарка, Кобелячка, Сухий Омельник (КІЗ коливається в межах 5,0÷7,5), відповідно, якість води належить до IV класу «дуже брудна».

Тобто вода більшості поверхневих джерел Полтавської області характеризується значним рівнем забруднення. Це є результатом скидання частини

неочищених або недостатньо очищених стоків міста та підприємств-забруднювачів, розташованих близько до міста або в місті, забруднення води поверхневим стоком, забруднення за рахунок надходження у водойми частин добрив та отрутохімікатів, що вносяться на поля. Пріоритетними забруднювачами протягом багатьох років в Полтавській області залишаються органічні сполуки, завислі речовини, СПАР, фосфати та інші.

Отже, проблема забруднення поверхневих водойм, у тому числі біогенними речовинами, існує, зокрема для водних об'єктів Полтавської області.

Проведено оцінювання екологічного стану поверхневих водних джерел Полтавської області за комплексним показником забруднення ІЗВ за період 2000–2018 рр., з урахуванням наступних гідрохімічних показників: загальне залізо, нітрити, амоній-іони, фосфати, БПК, нафтопродукти. За результатами оцінювання якості річкових вод Полтавської області

за середніми значеннями показника індексу забруднення води (ІЗВ) в Полтавській області станом на 2018 рік не існує поверхневих водойм, які належать до категорії «чиста» або «дуже чиста» (рис. 2). Загалом рівень забруднення поверхневих водойм Полтавської області близький до рівня екологічної катастрофи. Одними із вагомих забруднюючих речовин, які суттєво збільшують індекс забруднення води, є біогенні елементи: фосфат- та нітрат-іони. Ступінь вагомості цих елементів визначено за допомогою коефіцієнта кореляції відносно вмісту зазначених елементів у воді досліджуваних об'єктів, значення якого коливаються для фосфатів у межах 0,45–0,87 (для річки Суха Лохвиця – 0,87), а для нітрит-іонів – 0,6 – 0,9 (для річки Суха Лохвиця – 0,9). У всіх без винятку поверхневих водоймах Полтавської області спостерігається перевищення фосфатів та нітратів [9–11].

Для порівняльних досліджень тенденцій забруднення у водоймах Полтавської області обрано

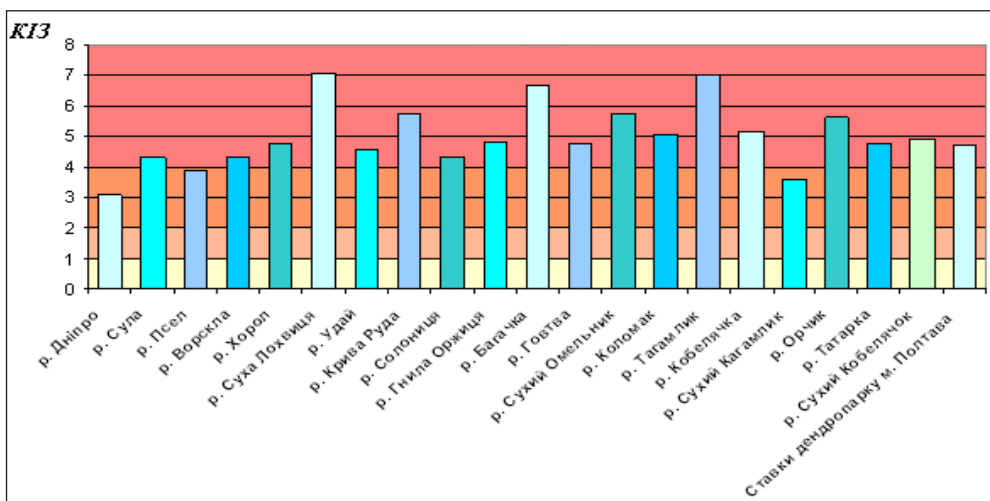


Рис. 1. Результати аналізу стану поверхневих вод Полтавської області в басейні річки Дніпро за період 2005–2011 рр.

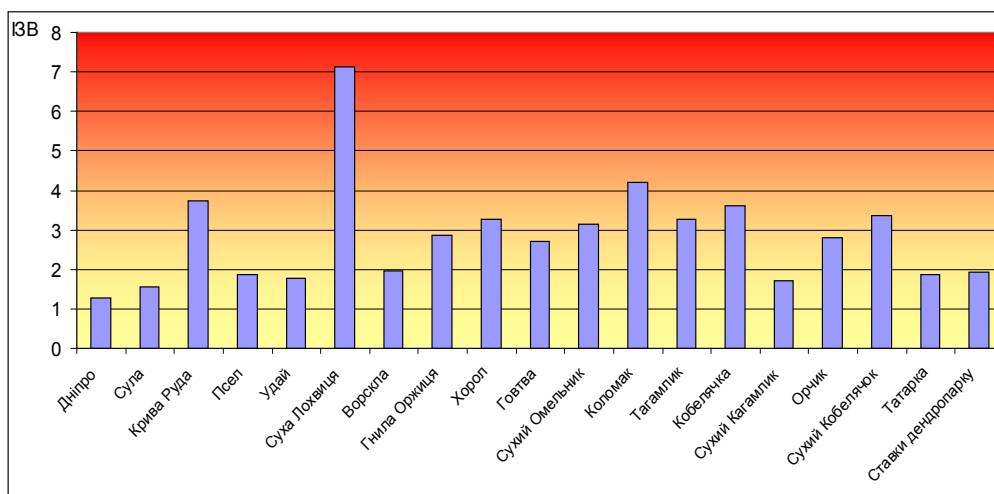


Рис. 2. Динаміка середнього індексу забруднення води в поверхневих водних джерелах Полтавської області в період 2000–2018 рр.

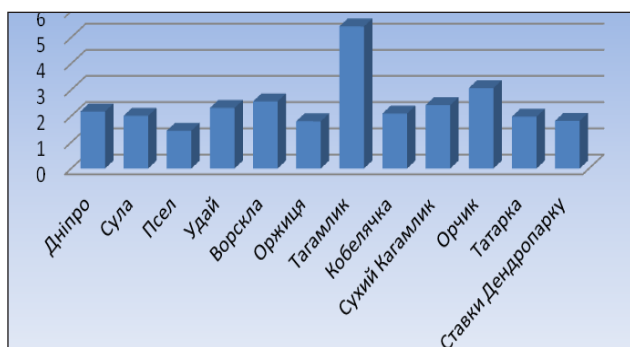


Рис. 3. Екологічний стан поверхневих водних джерел за середнім показником КЗ в період 2004–2018 рр.

методику розрахунку комплексного показника забруднення КЗ, яка простіша у використанні на рівні наявних даних. Для поверхневих водойм Полтавської області проведено розрахунок та побудовані діаграми динаміки показника КЗ з урахуванням концентрацій біогенних речовин протягом до 2018 року. Проаналізовано тенденції змін концентрацій основних речовин, оцінено кореляцію між КЗ та вмістом фосфатів.

За окремими поверхневими водоймами спостерігається тенденція покращення екологічного стану за комплексними показниками, це пов'язано із зменшенням маси забруднюючих речовин, скинутих за останній рік (2018) у поверхневі водні об'єкти, майже на 5,0% порівняно з попередніми роками.

З усіх контрольованих у 2018 році водних об'єктів мають оцінку «слабко забруднені» р. Сула (КЗ 2,37) та р. Дніпро (КЗ 2,20). Поверхневі води річки Псел (КЗ 2,6), Ворскла (КЗ 2,72) оцінюються методикою, як «помірно забруднені», а р.Хорол (КЗ 10,2) – «дуже брудні» води.

Головні інгредієнти, що зумовлюють низькі оцінки вод, – розчинний кисень, марганець, а також фосфат-іони та залізо загальне.

Природу несподіваних значних коливань концентрації марганцю у воді річок Полтавщини достатньо не вивчено. Для розрахунку КЗ згідно з КНД використані ГДК для водойм рибогосподарського призначення, які від ГДК для господарсько-питних водойм відрізняються майже у десять разів. Вміст марганцю вимірювався у 5 річках, і середня оцінка коливалася від 6,75 у р. Ворскла та р. Дніпро до 21,7 у р. Хорол. Середня оцінка по фосфат-іонах склала 3,75, на яку вплинув понаднормативний вміст показника у поверхневих водах річок Тарапунька, Багачка та Коломак. Вміст азоту нітритного суттєво вплинув на негативну оцінку р. Тарапунька, а також спостерігалися відхилення від нормативу у річках Коломак та Багачка.

Виявлено основні джерела забруднення води річок. Загалом можна виділити дві категорії забруднювачів поверхневих водойм у Полтавській області: промисловість та комунальне господар-

ство, а також стік з сільськогосподарських угідь. Значні перевищення концентрацій амонію, фосфатів та нітритів спостерігаються в створах нижче скиду з очисних споруд, а також в районах розташування сільгоспугідь.

Надходить велика кількість біогенних речовин у прісноводні водойми Полтавської області з комунальними та сільськогосподарськими стічними водами із забрудненим поверхневим стоком. Це призводить до евтрофікації цих водойм, що може викликати екологічні зміни з втратою видів водних рослин та риби (погіршення умов існування), несприятливий вплив на стан вод для різних видів водокористування.

І хоча самі по собі фосфор, азот неотруйні, вони призводять до тяжких наслідків, потрапляючи в водні екосистеми, бо сприяють бурхливому розвитку синьо-зелених і бурих водоростей, які споживають велику кількість кисню і таким чином значно зменшують його вміст у воді. Особливо це відчутно для водних живих організмів у спеку, коли розчинність кисню набагато знижується.

Надзвичайно гострою проблемою водойм є розмноження ціанобактерій, тісно пов'язане з евтрофікацією. Найбільш відома особливість деяких різновидів ціанобактерій у контексті охорони здоров'я – це здатність продукувати токсини (ціанотоксини).

Враховуючи зазначене вище, слід негайно впроваджувати практичні заходи, які б могли покращити гідроекологічний стан річок. Умовно заходи щодо зменшення біогенного забруднення водних об'єктів Полтавської області можна поділити на три групи:

- заходи щодо зменшення забруднення, спричиненого діяльністю сільськогосподарського комплексу;
- заходи щодо зменшення забруднення промисловим комплексом;
- заходи щодо зменшення забруднення господарсько-побутовим комплексом.

Основними заходами для зменшення антропогенно-біогенного забруднення поверхневих водних джерел Полтавської області є:

- вдосконалення та модернізація технології очищення комунально-побутових та промислових стічних вод. Оскільки саме вони є основним джерелом надходження біогенних елементів у води річки. А це власне і є тим чинником, який «запускає» механізм евтрофікації загалом;
- зниження рівня хімізації сільськогосподарського виробництва;
- удосконалення технології внесення добрив шляхом зменшення нерівномірності розсіювання добрив;
- для зменшення втрати добрив забезпечити належні умови їх зберігання в відповідних приміщеннях та не зберігати фосфатні добрива на відкритому просторі.

## Література

1. Алмазов О.М. Стік розчинний: солей та біогенних речовин, які виносяться річками УРСР в Чорне море. *Наук. зап. Одеської біологічної станції*. 1961. Вип. 3. С.99–107.
2. Денисова А.И. Многолетние изменения в стоке биогенных и органических веществ при зарегулировании Днепра. *Гидробиол. Журнал*. 1978. т. 14. № 2 С. 80–86.
3. Нахишна Е.П. Ионный и биогенный сток рек бассейна Верхнего Днепра. *Гидрохим. Материалы*. 1981. т. 78. С. 57–64.
4. Коненко А.Д., Гарасевич И.Г., Енаки И.Г. Азот, фосфор и калий в воде рек правобережного Украинского Полесья. *Гидробиол. Журнал*. 1974. Т.10. № 5. С. 14–20.
5. Журавлёва Л.А. Гидрохимия устьевой области Днепра и Южного Буга в условиях зарегулированного стока. Київ : Наук. Думка. 1988. 175с.
6. Снежко С.И. Особенности формирования речного стока биогенных веществ на примере бассейна р. Днепр в пределах УССР : автореф. дисс. канд. географ. наук, Ростов-на-Дону. 1989. 24 с.
7. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод: Підручник. Київ : Ніка-Центр. 2001. 264 с. : іл.
8. Регіональна цільова програма розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро в Полтавській області на період до 2021 року. Полтава, 2013. 162 с.
9. Голік Ю.С., Ілляш О.Е., Степова О.В. Екологічний стан басейну річки Дніпро в Полтавській області. *Вісник Інженерної академії України*. №1. 2013. С. 197–200.
10. Голік Ю.С., Ілляш О.Е., Степова О.В. На шляху до інтегрованого управління водними ресурсами Полтавщини. *Збірник наукових статей IV Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2013)* м. Вінниця, 25–27 вересня 2013р. С. 219–221.
11. Довкілля Полтавщини. Монографія. За загальною редакцією Голіка Ю.С., Ілляш О.Е. Полтава : Копі-центр. 2014. 256 с.

## ЗООПЛАНКТОН ВІДКРИТОЇ ЧАСТИНИ ЧОРНОГО МОРЯ В 2016–2019 РОКАХ ТА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ЗА ЙОГО ПОКАЗНИКАМИ

Харитонова Ю.В.<sup>1</sup>, Набокін М.В.<sup>2</sup>, Дядичко В.Г.<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Інститут морської біології Національної академії наук України  
Удельний пров., 6, 65012, м. Одеса

<sup>2</sup>Український науковий центр екології моря  
Французький бульв., 89, 65009, м. Одеса

kharytonova\_julia@ukr.net, m.nabokin1@gmail.com, wasajzdiadel@gmail.com

У статті наведені результати дослідження стану зоопланктону, що були проведені в ході українсько-грузинської експедиції влітку 2019 року в рамках міжнародного проекту «Emblas-plus». У 2019 році всього було взято 39 проб з 15 станцій. Був проведений таксономічний аналіз зібраних видів, розраховані чисельність і біомаса зоопланктону та проаналізовано кормову базу риб відкритих вод Чорного моря. Для визначення якості досліджуваних акваторій Чорного моря за показниками стану зоопланктону використовували такі характеристики: загальну біомасу зоопланктону (мг·м<sup>-3</sup>), біомасу ночесвітки *Noctiluca scintillans* (% від загальної біомаси), біомасу веслоногих Copepoda (% від загальної біомаси), біомасу желетілих (% від загальної біомаси) та індекс Шеннону за чисельністю (біт·екз<sup>-1</sup>). За інтегральним показником (EQR) зоопланктону визначили екологічний клас якості досліджуваних акваторій Чорного моря. Оцінку класу якості проводили за 5-ти бальною шкалою відповідно до нормативів Водної Рамкової Директиви ЄС (Water Frame Directive – WFD): висока (High), добра (Good), середня (Moderate), низька (Poor) та погана (Bad) якість. Також був проведений порівняльний аналіз стану зоопланктону та якості води за 2016, 2017 та 2019 роки. Виявлено, що на більшості досліджуваних станцій домінуючу роль у формуванні біомаси зоопланктону відігравали організми кормового зоопланктону. У 2019 році було зареєстровано 34 таксони зоопланктону, серед яких більшість належала до кормового зоопланктону. У 2019 році середня біомаса кормового зоопланктону була найвищою серед трьох років дослідження. Найкраща якість води спостерігалася влітку 2019 року (на всіх станціях) та на більшості станцій у 2017 році. Найгірша якість води за 3 роки була виявлена у 2016 році. *Ключові слова:* Чорне море, моніторинг, зоопланктон, біомаса, чисельність, якість води, кормова база риб.

**Zooplankton of the open part in the Black Sea in 2016 – 2019 and assessment of the quality of the aquatic environment by its indicators. Kharytonova Yu., Nabokin M., Dyadichko V.**

The article presents the results of the study of the state of zooplankton, which were conducted during the Ukrainian-Georgian expedition in the summer of 2019 within the framework of the international project “Emblas-plus”. In 2019, a total of 39 samples were taken from 15 stations. A taxonomic analysis of the collected species was conducted, the abundance and biomass of zooplankton were calculated and the fish feed base of the Black Sea open water was analyzed. To determine the quality of the studied Black Sea waters according to the state of zooplankton used the following characteristics: total zooplankton biomass (mg·m<sup>-3</sup>), *Noctiluca scintillans* biomass (% of total biomass), Copepod biomass (% of total biomass), Jelly biomass: Scyphozoa, Hydrozoa and Ctenophora jellyfish (% of total biomass) and the Shannon number index (Beat·ex<sup>-1</sup>). The ecological quality class of the investigated Black Sea waters was determined by the zooplankton integrated index (EQR). The quality class was assessed on a 5 point scale in accordance with the EU Water Framework Directive (WFD) standards: «High», «Good», «Moderate», «Poor» and «Bad» quality. Also was conducted a comparative analysis of the state of zooplankton and water quality for 2016, 2017 and 2019. It was found that at most of the stations the dominant role in the formation of zooplankton biomass was played by the organisms of fish feed zooplankton. In 2019, 34 zooplankton taxa were registered, most of which belonged to fish feed zooplankton. In 2019, the average biomass of fish feed zooplankton was the highest in the three years of the investigation. Also, in three years, the best water quality was observed in summer 2019 (at all stations) and at most stations in 2017. The worst water quality in 3 years was revealed in 2016. *Key words:* Black Sea, monitoring, zooplankton, biomass, abundance, water quality, fish feed base.

**Постановка проблеми.** Антропогенний вплив різного типу, що приводить до евтрофікації та забруднення Чорного моря, змінює основні характеристики всіх компонентів водної екосистеми. Одним із найважливіших компонентів, структурно і функціонально пов'язаних з іншими, є угруповання зоопланктону, що відіграє ключову роль у пелагічному харчовому ланцюжку, оскільки зв'язує між собою первинних виробників органічних речовин (фітопланктон), бактеріопланктон та більш високі трофічні рівні (переважно риб). Зоопланктон також відіграє

важливу екологічну роль у процесах самоочищення внаслідок живлення детритом, бактеріо- та фітопланктоном [3; 4; 15].

**Актуальність дослідження.** Для оцінки напряму перебігу екологічних процесів у водоймах України та інших країн, а також розробки стратегії її оздоровлення необхідно проводити систематичні спостереження за її екологічним станом, періодично визначаючи контрольні показники. Оцінка якості води є ключовим завданням будь-яких заходів у галузі водокористування, раціонального природокористу-

вання та проведення природоохоронних дій у водоямах. Організми зоопланктону використовуються в якості показників стану водних екосистем та для моніторингу якості водного середовища [1, 2; 3].

Згідно з MSFD новий підхід для визначення якості водного середовища передбачає більшу значимість біологічних показників, ніж хімічних, тому для більш детальної оцінки якості води відповідно до Водної Рамкової Директиви (Water Framework Directive – WFD) використовують п'ятибальну шкалу оціни: висока (High), добра (Good), середня (Moderate), низька (Poor) та погана (Bad) якість [3; 4; 16; 17; 18; 19].

**Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями.** Дане дослідження проводилось у рамках проекту «Emblas-plus» за підтримки Європейського Союзу, в ході якого відбувався постійний моніторинг Чорного моря та аналізувався його стан і якість. Проведення подібних досліджень дозволяє впроваджувати інтеграцію України з Європейським Союзом.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Моніторинг Чорного моря проводиться постійно прилеглими до нього країнами. У ході аналізу екологічного стану за показниками зоопланктону були розроблені методологічні керівництва, що можуть використовуватися під час оцінки морських вод України, зокрема «Керівництво з моніторингу зоопланктону морських вод України та визначення їх екологічного стану за стандартами Директиви ЄС про Морську стратегію». Результати багатолітнього моніторингу Чорного моря представлені у звітах та статтях [2; 3; 4; 15; 16].

**Виділення не вирішених частин загальної проблеми, яким присвячується означена стаття.** Дане дослідження було присвячено не тільки аналізу стану зоопланктону у 2019 році, а і порівняльному аналізу за 2016, 2017 та 2019 роки, метою якого була побудова тенденцій та причин щодо покращення чи погіршення екологічного стану.

**Новизна роботи.** Використання інтегрального показника зоопланктону є новим напрямом у моніторингу вод України. Розрахована методика дозволяє визначити якість води за п'ятьма категоріями якості, що зазначені у Водній Рамковій Директиві ЄС.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Наведені дані разом з пороговими значеннями інтегрального показника для кожного сезону та району Чорного моря можуть бути використані не тільки у визначенні якості морських вод за вимогами ЄС, але також у нових підходах, затверджених у Європі.

**Метою дослідження** було проаналізувати параметри зоопланктону українських та грузинських вод Чорного моря згідно з експедиційними дослідженнями в рамках спільного Чорноморського моніторингу в Грузії та Україні у 2019 році. А також за показниками зоопланктону оцінити клас екологічного стану досліджуваних акваторій за допомогою

5-ти категорій екологічної якості відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС та Чорноморської комплексної програми моніторингу та оцінки (BSIMAP).

**Виклад основного матеріалу. Матеріали і методи.** Збір проб та оцінка якості водного середовища Чорного моря за показниками зоопланктону відбувався в рамках міжнародного проекту Emblas-plus у ході українсько-грузинської експедиції (JBSS) влітку 2019 року.

За особливостями розподілу солоності, з урахуванням впливу чотирьох найкрупніших річок (Дунаю, Дніпра, Дністра та Бугу) на Північно-західну частину Чорного моря, а також вертикальний розподіл температури, виділили такі станції відбору проб [4]:

1. Прибережні (поверхневі) води Дунайського району – горизонт облову від 0 до 10 м (або верхньої границі термоклину за STD вимірюванням), солоність води < 10‰ (фактично це транзитні або проміжні води).

2. Прибережні (поверхневі) води Дністровсько-Дніпровського району – горизонт облову від 0 до 10 м, солоність води < 10‰ (фактично це транзитні або проміжні води).

3. Шельфові (поверхневі) води Дунайського району до глибини 50 м – горизонт облову від 0 до 10 м, солоність води 12-17‰.

4. Шельфові (поверхневі) води Дністровсько-Дніпровського району до глибини 50 м – горизонт облову від 0 до 10 м, солоність води 12-17‰.

5. Шельфові (зона термоклину) води Дунайського району до глибини 50 м – горизонт облову від 10 до 25 м, солоність води 12-17‰.

6. Шельфові (зона термоклину) води Дністровсько-Дніпровського району до глибини 50 м – горизонт облову від 10 до 25 м, солоність води 12-17‰.

7. Води відкритого моря (поверхневі) – за межами глибини 50 м – горизонт облову від 0 до 10 м.

8. Води відкритого моря (зона термоклину) – за межами глибини 50 м – горизонт облову від 10 до 25 м.

9. Води відкритого моря (зона холодного проміжного шару) – за межами глибини 50 м – горизонт облову від 25 до 100 м.

Зоопланктон був зібраний планктонною сіткою Джеді (отвір 0,1 м<sup>2</sup>, розмір сітки – 150 мкм) влітку 2019 року. Деякі проби відбирали від верхньої межі гіпоксичного шару до поверхні води, інші збирали від верхньої межі гіпоксичного шару до нижньої межі термоклину, від нижньої до верхньої межі термоклину та від верхньої межі термоклину до поверхні. Проби були взяті на 15 станціях. Всього було зібрано 39 проб (рис. 1).

Проби зоопланктону фіксували за допомогою 4% формальдегіду, забуференого до рН 8-8,2 дина-трійтетраборатом (бура) (Na<sub>2</sub>B<sub>4</sub>O<sub>3</sub>•10H<sub>2</sub>O) формаліну (1 частина 40% розчину формальдегіду та 9 частин



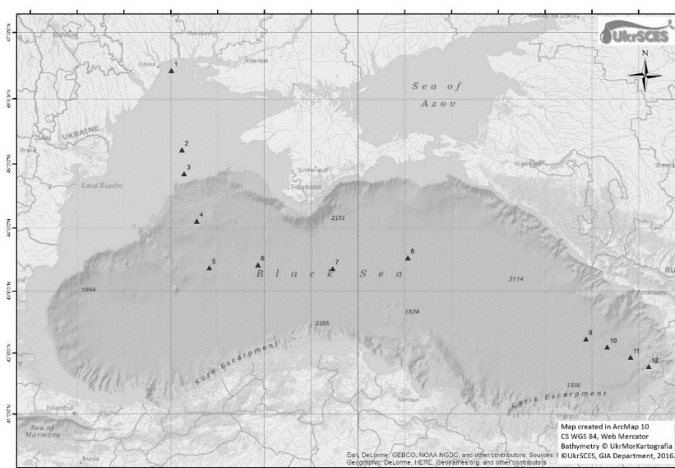


Рис. 1. Карта збору проб зоопланктону влітку 2019 року

водного зразку) та зберігали у пластикових контейнерах. У лабораторії проби концентрували до 100-200 мл. Обробку проб проводили за стандартними методами [6; 13; 14; 16]. Визначення таксономічної приналежності організмів та підрахунок їхньої чисельності проводили із використанням камери Богорова під мікроскопом «МБС-9». Зоопланктерів визначали за декількома визначниками [8; 9; 10; 11; 12]. Біомасу розраховували за стандартними вагами [7] та за аллометричним рівнянням довжини [5].

Для визначення якості досліджуваних акваторій Чорного моря за показниками стану зоопланктону використовували такі характеристики (метрики):

1. Загальну біомасу зоопланктону (В),  $\text{мг} \cdot \text{м}^{-3}$ .

Таблиця 1

Значення інтегрального показника стану зоопланктону для визначення якості морських вод України [4]

Сезон	Екологічний клас якості води(EQR)				
	Високий	Добрий	Середній	Низький	Поганий
Прибережні води, Дунайський район					
Весна	> 0.939	0.939 – 0.925	0.924 – 0.915	0.914 – 0.881	<0.881
Літо	> 0.667	0.667- 0.631	0.630 – 0.565	0.564 – 0.487	< 0.487
Осінь	> 0.910	0.910 – 0.899	0.898 – 0.890	0.889 – 0.867	< 0.867
Зима	> 0.743	0.743 – 0.733	0.732 – 0.709	0.708 – 0.699	< 0.699
Прибережні води, Дністровсько-Дніпровський район					
Весна	>0.900	0.900 – 0.883	0.882 – 0.863	0.862 – 0.789	<0.789
Літо	>0.215	0.215 – 0.167	0.166 – 0.094	0.093 -0.054	< 0.054
Осінь	>0.871	0.871 – 0.849	0.848 – 0.841	0.840 – 0.827	< 0.827
Зима	>0.837	0.837 – 0.804	0.803 – 0.789	0.788 – 0.651	< 0.651
Зона шельфу, поверхневий шар (0-10 м), Дунайський район					
Весна	> 0.927	0.927 – 0.917	0.916 – 0.899	0.898 – 0.864	< 0.864
Літо	> 0.538	0.538 – 0.511	0.510 – 0.477	0.476 – 0.382	< 0.382
Осінь	> 0.941	0.941 – 0.928	0.927 – 0.914	0.913 – 0.884	< 0.884
Зима	> 0.603	0.603 – 0.597	0.596 – 0.593	0.592 – 0.591	< 0.591
Зона шельфу, поверхневий шар (0-10 м), Дністровсько-Дніпровський район					
Весна	>0.927	0.927 – 0.912	0.911 – 0.897	0.896 – 0.835	< 0.835
Літо	>0.872	0.872 – 0.854	0.853 – 0.828	0.827 – 0.599	< 0.599
Осінь	>0.832	0.832 – 0.713	0.712 – 0.618	0.617 – 0.581	< 0.581
Відкриті води, поверхневий шар (0-10 м)					
Весна	>0.864	0.864 – 0.851	0.850 – 0.838	0.837 – 0.806	<0.806
Літо	>0.706	0.706 – 0.686	0.685 – 0.684	0.683 – 0.674	<0.674
Осінь	>0.463	0.463 – 0.452	0.451- 0.321	0.320 – 0.129	< 0.129
Зима	>0.944	0.944 – 0.928	0.927 – 0.903	0.902 – 0.889	< 0.889
Зона шельфу та відкриті води, зона термокліну (10-25 м)					
Весна	>0.942	0.942 – 0.926	0.925 – 0.911	0.910 – 0.892	< 0.892
Літо	>0.647	0.647 – 0.635	0.634 – 0.617	0.616 – 0.602	< 0.602
Осінь	>0.924	0.924 – 0.907	0.906 – 0.895	0.894 – 0.866	<0.866
Зима	>0.396	0.396 – 0.340	0.339 – 0.280	0.279 – 0.268	< 0.268
Відкриті води (25-100 м)					
Весна	>0.940	0.940 – 0.937	0.936 – 0.929	0.928 – 0.918	<0.918
Літо	>0.893	0.893 – 0.876	0.875 – 0.812	0.811 – 0.701	<0.701
Осінь	>0.949	0.949 – 0.942	0.941 – 0.923	0.922 – 0.891	< 0.891
Зима	>0.945	0.945 – 0.943	0.942 – 0.935	0.934 – 0.902	< 0.353

2. Біомасу ночесвітки *Noctiluca scintillans* (Noc), % від загальної біомаси;

3. Біомасу веслоногих Copepoda (Cop), % від загальної біомаси.

4. Біомасу желетілих – сцифоїдних і гідроїдних медуз та реброплавів (Jel), % від загальної біомаси.

5. Індекс Шеннону за чисельністю (Ha), біт · екз<sup>-1</sup>.

З урахуванням того, що перевагу слід надавати інтегральним показникам на основі визначення усіх вище зазначених характеристик, обчислювався інтегральний показник стану зоопланктону ( $K_f$ ) за формулою М.Д. Бурштейна [3, 4]:

$$K_f = (K_{i \min}^a)^{0.5} \cdot (K_1^{a_1} \cdot K_2^{a_2} \cdot \dots \cdot K_n^{a_n})^{1/2n},$$

де  $K_1, K_2, K_n$  – метрики (різні характеристики зоопланктону);  $a_1, a_2, a_n$  – вагові коефіцієнти метрик;  $n$  – кількість метрик. Умови:  $0 < K_i \leq 1$  та  $0 < a_i \leq 1$ .

Порогові значення інтегрального показника зоопланктону в межах Чорного моря, який визначає якість водного середовища відповідно до останньої методології MSFD за п'ятибальною шкалою для кожного сезону, наведені у таблиці 1.

**Результати дослідження.** У 2019 році у складі зоопланктону досліджуваних акваторій зареєстровані організми 34 таксонів: Protista–1, Coelenterata–2, Ctenophora–2, Rotatoria–2, Polychaeta–2, Gastropoda–1, Bivalvia – 1, Crustacea – 20 (включаючи Cladocera – 5, Copepoda – 12, Isopoda – 1, Cirripedia – 1, Decapoda – 1), Chaetognatha – 1, Chordata – 2 таксони. Більшість із них належать до типових мешканців морських вод Чорного моря. *Calanipeda aquae-dulcis* та *Eurytemora velox* живуть переважно в естуарних регіонах, *Asplanchna priodonta* – це переважно прісноводний або олігогаліновий мешканець. Голопланктон

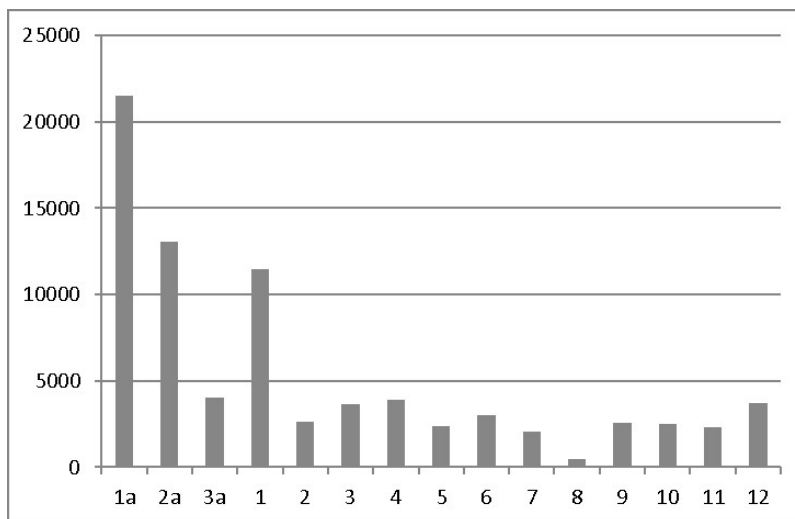


Рис. 2. Чисельність зоопланктону (екз\*м<sup>3</sup>). Вісь X – номери станцій; вісь Y – чисельність, екз\*м<sup>3</sup>

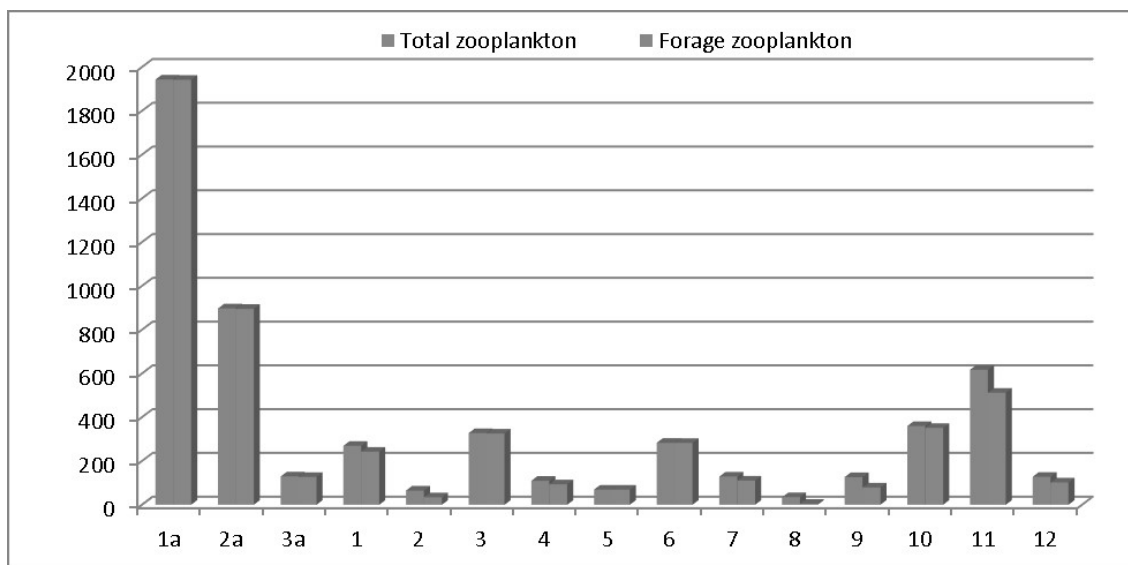


Рис. 3. Біомаса загального та кормового зоопланктону (мг\*м<sup>3</sup>). Вісь X – номери станцій; вісь Y – біомаса, мг\*м<sup>3</sup>

включає 26 таксонів, меропланктон – 8 таксонів. Більшість зареєстрованих таксонів належать до кормового для риб зоопланктону.

Середня чисельність зоопланктону становила 4786,71 екз\*м<sup>-3</sup>, біомаса 337,41 мг\*м<sup>-3</sup>. Чисельність та біомаса зоопланктону помітно зменшувалась від поверхні води до глибини. У верхньому змішаному шарі середня чисельність зоопланктону становила 10252,07 екз\*м<sup>-3</sup> та біомаса 742,83 мг\*м<sup>-3</sup>. У термокліні середня чисельність та біомаса зоопланктону були приблизно в 4-5 разів меншими, ніж у верхньому змішаному шарі – 2538,81 екз\*м<sup>-3</sup> та 140,84 мг\*м<sup>-3</sup> відповідно. Нижче термокліну середня чисельність та біомаса зоопланктону були в 1,8-3,5 рази менше, ніж у зоні термокліну – 714,95 екз\*м<sup>-3</sup> та 75,29 мг\*м<sup>-3</sup> відповідно.

Найбільша чисельність та біомаса зоопланктону зареєстрована в районі острова Зміїний (станція JOSS GE-UA 2019-1a) – 32505,14 екз\*м<sup>-3</sup> та 3445,42 мг\*м<sup>-3</sup> (рис. 2).

Мінімальна чисельність та біомаса зоопланктону зареєстрована у відкритих морських водах на станції JOSS GE-UA2019-5 в шарі термо-

кліну – 203,43 екз\*м<sup>-3</sup> та 3,99 мг\*м<sup>-3</sup>. На більшості станцій домінуючими таксонами за чисельністю та біомасою були Copepoda (*Acartia spp.*, *Pseudocalanus elongatus*, *Calanus euxinus*, *Oithona davisae*, *Oithona similis*) Cladocera (*Penilia avirostris*) та ікринки риб. У грузинських водах на станціях JOSS GE-UA2019-9 та JOSS GE-UA 2019-11 домінуючими таксонами за біомасою були реброплави, які склали 90-94% загальної біомаси зоопланктону (103 з 178 та 177 з 188 мг\*м<sup>-3</sup>).

Більшість зареєстрованих таксонів зоопланктону належать до кормової бази риб. На більшості станцій домінуючу роль у формуванні біомаси зоопланктону відігравали організми кормового зоопланктону. Єдиним винятком були станції JOSS GE-UA 2019-9 та JOSS GE-UA 2019-11 (води Грузії), де некормовий зоопланктон (*Stenophora*) складав 90-94% від загальної біомаси зоопланктону. Середня біомаса кормового зоопланктону становила 315,33 мг\*м<sup>-3</sup>, тому стан кормової бази планктоїдних риб був переважно хорошим. Максимальна біомаса кормового зоопланктону – 3443,95 мг\*м<sup>-3</sup> зареєстрована на станції JOSS GE-UA 2019-1a (острів

Таблиця 2

## Екологічний стан якості досліджуваних акваторій влітку 2019 року

№	Район	Індекс Шеннона (за чисельністю), біт · екз <sup>-1</sup>	Коефіцієнт екологічної якості (EQR)	Екологічний клас якості
1	Острів Зміїний	2,641	0,889	Відмінний
2	Дунайський регіон	2,653	0,872	Відмінний
3	Одеська затока	2,252	0,880	Відмінний
4	Верхній змішаний шар (шельфова зона, поверхневий шар)	2,403	0,869	Відмінний
5	Відкриті води	1,122	0,889	Відмінний

Таблиця 3

## Екологічний стан якості досліджуваних акваторій у 2016 році

№	Район	Коефіцієнт екологічної якості (EQR) та екологічний клас якості	
		Весна	Літо
1	Верхній змішаний шар	0.601 (Поганий)	0,285 (Поганий)
2	Термокліновий шар	-	0,633 (Середній)
3	Глибокі води	-	0,364 (Поганий)

Таблиця 4

## Екологічний стан якості досліджуваних акваторій у 2017 році

№	Район	Коефіцієнт екологічної якості (EQR) та екологічний клас якості	
		Літо	Осінь
1	Дністровсько-Дунайський	0,606 (Відмінний)	-
2	Дунай (зона шельфу, поверхневий шар)	0,680 (Відмінний)	-
3	Верхній змішаний шар (шельфова зона, поверхневий шар)	0,734 (Відмінний)	0,753 (Відмінний)
4	Термокліновий шар	0,735 (Відмінний)	-
5	Глибокі води	0,865 (Середній)	0,834 (Поганий)



Рис. 4. Екологічний клас якості досліджуваних акваторій влітку 2019 року

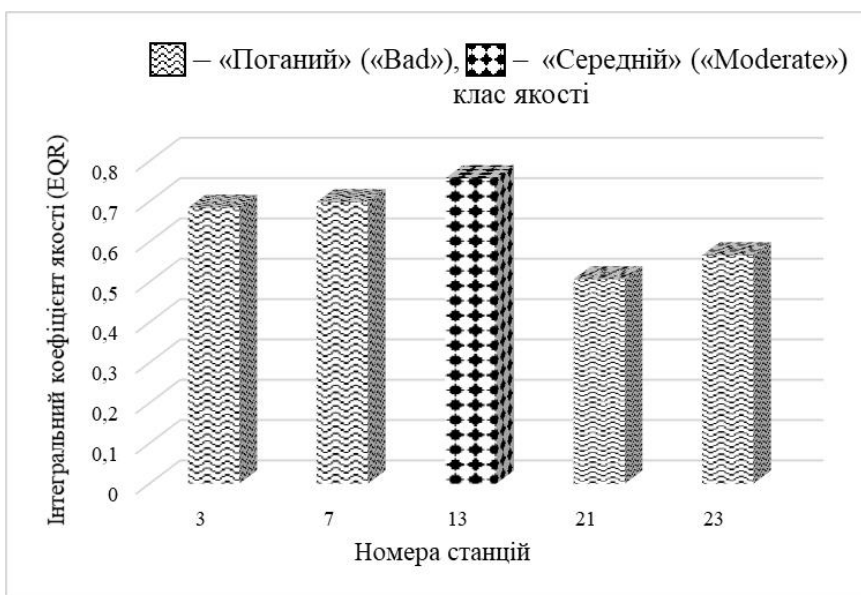


Рис. 5. Екологічний клас якості досліджуваних акваторій у 2016 році

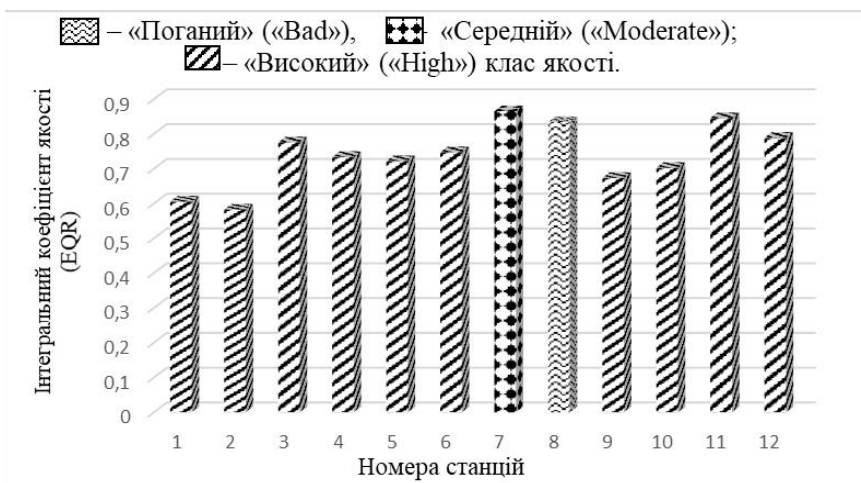


Рис. 6. Екологічний клас якості досліджуваних акваторій у 2016 році

Зміний). Мінімальна біомаса кормового зоопланктону –  $2,6 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$  зареєстрована на станції JOSS GE-UA 2019-11 (води Грузії, рис. 3).

Порівнюючи результати за 2019 рік з показниками 2016 та 2017 років, бачимо, що в 2019 році таксономічний склад зоопланктону був багатшим, ніж у 2016 році (13 таксонів) та більш бідним, ніж у 2017 році (38 таксонів). У 2019 році середня чисельність та біомаса зоопланктону були вищими, ніж у 2016 році ( $3239,34 \text{ екз} \cdot \text{м}^{-3}$ ,  $273,04 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ ), а в 2017 році середня чисельність зоопланктону була вищою ( $5555,00 \text{ екз} \cdot \text{м}^{-3}$ ) та біомаса була нижчою ( $170,00 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ ), ніж у 2019. Просторовий розподіл чисельності та біомаси зоопланктону та домінуючі таксони були подібними у 2017 та 2019 роках, але у 2016 році *Noctiluca scintillans* складала 74% середньої біомаси зоопланктону. У 2019 році середня біомаса кормового зоопланктону була найвищою серед трьох років ( $70,2 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$  у 2016 році та  $162 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$  у 2017 році).

У порівнянні з даними за 2016 та 2017 роки екологічний стан досліджуваних акваторій, у 2019 році був значно кращим, ніж у 2016 році (рис. 5, таблиця 3), та подібний до стану у 2017 році, де більшість станцій мали «високий» екологічний клас (рис. 6, таблиця 4).

Як бачимо, у 2016 році жодна з досліджуваних акваторій не мала «високого» чи «доброго» екологічного класу якості.

**Головні висновки.** У 2019 році було зареєстровано 34 таксони зоопланктону. Голопланктон включає 15 таксонів, меропланктон – 4 таксони. Більшість зареєстрованих таксонів належать до кормового зоопланктону.

Середня чисельність зоопланктону становила  $4786,71 \text{ екз} \cdot \text{м}^{-3}$ , біомаса  $337,41 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ . Чисельність та біомаса зоопланктону чітко зменшуються від

поверхні води до глибини. На більшості станцій домінуючу роль у формуванні біомаси зоопланктону відігравали організми кормового зоопланктону. У 2019 році середня біомаса кормового зоопланктону становила  $315,33 \text{ мг} \cdot \text{м}^{-3}$ , тому стан кормової бази риб був переважно добрим. У 2019 році середня біомаса кормового зоопланктону була найвищою серед трьох років дослідження.

Відповідно до показників зоопланктону та інтегрального показника EQR, всі досліджені акваторії в 2019 році мали «Високий» екологічний стан. У 2016 році майже всі досліджені акваторії мали «Поганий» екологічний стан якості. Поверхневі води, води верхнього змішаного шару та глибокі води мали «Поганий» екологічний стан на всіх станціях. Лише в термокліновому шарі спостерігали «Середню» якість води. У 2017 році прибережні води верхнього змішаного шару, Дністровсько-Дунайського району, шельфової зони Дунаю та термокліновому шару мали «Високий» екологічний клас на всіх станціях. Лише Глибокі води показали «Середній» та «Поганий» екологічні класи якості.

У результаті моніторингу за 2016, 2017 та 2019 роки найкраща якість води спостерігалась влітку 2019 року (на всіх станціях) та на більшості станцій у 2017 році. Найгірша якість води за 3 роки була виявлена у 2016 році.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Наведені у статті данні дослідження можуть бути використані під час подальшого моніторингу Чорного моря. Методика розрахунку інтегрального показника екологічного стану акваторії за зоопланктоном разом із пороговими значеннями інтегрального показника для кожного сезону та району Чорного моря може бути використана у визначенні якості морських вод за вимогами ЄС не тільки в Україні.

## Література

1. Александров Б.Г. Гидробиологические основы управления состоянием прибрежных экосистем Черного моря. Киев : Наукова думка, 2008. 343 с.
2. Александров Б.Г. Общие замечания к методике количественного учета зоопланктона и использование интегральной оценки состояния зоопланктона для определения качества морской среды (методика расчета, шкалы оценки качества). *Workshop on the NPMS and JOSS Biological Monitoring Methods*. 2016. URL : <http://emblasproject.org/gallery/npms-joss-biology-training>.
3. Александров Б.Г., Харитоновна Ю.В. Імплементация Директивы ЕС про Морську стратегію для Державного моніторингу зоопланктону морських вод України. *Матеріали Всеукраїнської наук. конф. «Євроінтеграція екологічної політики України» (м. Одеса, 29–31 травня 2019 р., ОДЕКУ)*. Одеса, 2019. С. 28–37.
4. Александров Б.Г., Харитоновна Ю.В. Керівництво з моніторингу зоопланктону морських вод України та визначення їх екологічного стану за стандартами Директиви ЄС про Морську стратегію. Одеса, 2019. 33 с.
5. Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Гидрометеиздат, 1989. 135 с.
6. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях. Зоопланктон и его продукция. Ленинград : ЗИН, 1984. 35 с.
7. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Материалы по среднему весу водных беспозвоночных бассейна Дона. *Тр. проблемных и тематических совещаний*. 1954. Т. 2. 46 с.
8. Мурина В.В. Определитель пелагических личинок многощетинковых червей Polychaeta) Чёрного моря. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2005. 67 с.
9. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон / Под ред. В.Р. Алексева, С.Я. Цалохина. Москва : Товарищество научных изданий КМК 2010. 495 с., ил.
10. Определитель фауны Черного и Азовского морей [Текст] : в 3 т. / под общ. ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. Киев : Наукова думка, 1968. Т. I : Свободноживущие беспозвоночные. Простейшие, губки, кишечнорастные, черви, щупальцевые. 437 с.

11. Определитель фауны Черного и Азовского морей [Текст] : в 3 т. /под общ. ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. Киев : Наукова думка, 1969. Т. II : Свободноживущие беспозвоночные. Ракообразные. 536 с.
12. Определитель фауны Черного и Азовского морей [Текст] : в 3 т. / под общ. ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. Киев : Наукова думка, 1972. Т. III. Свободноживущие беспозвоночные. Членистоногие (кроме ракообразных), моллюски, иглокожие, щетинкочелюстные, хордовые. 340 с.
13. Руководство по организации и проведению биологического мониторинга на стационарных пунктах. Составители: Александров Б.Г. и др. Одесса, 2016. 6 с.
14. Сбор и обработка зоопланктона в рыбоводных водоёмах. Методическое руководство (с определителем основных пресноводных видов). Ростов-на-Дону : ФГУП «АзНИРХ», 2009. 84 с.
15. Alexandrov B., Minicheva G., Zaitsev Yu. Black Sea network of marine protected areas: European approaches and adaptation to expansion and monitoring in Ukraine. In: Management of marine protected areas: a network perspective from the Mediterranean and Black Sea / Ed. by Paul D. Goriup. Wiley-Blackwell Publ., 2017. P. 259–282.
16. Aleksandrov B., Arashkevich E., Gubanova A., Korshenko A. Black Sea Monitoring Guidelines – Mesozooplankton. *EU/UNDP Project: Improving Environmental Monitoring in the Black Sea – EMBLAS.Project Activity 3: Development of cost-effective and harmonized biological and chemical monitoring programmes in accordance with reporting obligations under multilateral environmental agreements, the WFD and the MSFD*. October 2014. 31 p.
17. *DIRECTIVE* 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of marine environmental policy, 17 June 2008. (MSFD, 2008/56/EC).
18. *Commission Decision* (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EUC/2017/2901 ELI:<http://data.europa.eu/eli/dec/2017/848/oj> \.
19. State of Environment Report of the Western Black Sea based on Joint MISIS cruise (SoE-WBS) / Ed. by Moncheva S. and L. Boicenco. MISIS Joint Cruise Scientific Report, 2014. 401 p.

## ПРАКТИЧНА РЕАЛІЗАЦІЯ МЕТОДИКИ РОЗРАХУНКУ РОЗБАВЛЕННЯ СТІЧНИХ ВОД НА ПРИКЛАДІ Р. ІНГУЛЕЦЬ

Шахман І.О.<sup>1</sup>, Бистрянцева А.М.<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»

вул. Стрітенська 23, 73006, м. Херсон

<sup>2</sup>Херсонський державний університет

вул. Університетська, 27, 73000, м. Херсон

shakhman.i.a@gmail.com, anbys@ukr.net

Якість природних вод представляє собою сукупність фізичних, хімічних і біологічних показників, які визначають ступінь придатності води для конкретних видів водокористування і відповідають вимогам охорони навколишнього середовища. Екологічна оцінка стану поверхневих водних ресурсів проводиться за гідрологічними, гідрохімічним, гідробіологічними показниками і передбачає встановлення можливості їх використання різними галузями економіки. Водокористувачі зазвичай оцінку якості води зводять до аналізу відповідності фактичних значень показників стану води гранично допустимим. Скиди стічних вод у водні об'єкти створюють велику неоднорідність якості води в них. Утворюються зони забруднення, де порушуються природні гідрохімічні і біологічні процеси, а концентрація забруднюючих компонентів виявляється вище встановлених норм по санітарним, рибогосподарським або іншими показниками. Ґрунти в зоні забруднення зазвичай також виявляються забрудненими. Оскільки одні й ті ж водні об'єкти служать для водокористування і є приймачами стічних вод, то під час проєктування скидів і водопостачання необхідно надійно визначати зони поширення забруднених вод, щоб забезпечити необхідну якість води в місцях водокористування та не допустити поширення забруднення в межах заповідних територій. У статті продемонстровано на прикладі р. Інгулець практичну реалізацію методики розрахунку розбавлення стічних вод гірничорудних підприємств Кривбасу. Виконана порівняльна оцінка якості води в пониззі р. Інгулець у вегетаційний період за нормативами якості поверхневих вод, призначених для різних водокористувачів. Акцентовано увагу на необхідності використання показників якості води, що дають як просторові, так і часові узагальнення і дозволяють враховувати мінливість забрудненості водних мас та визначити здатність водних ресурсів до самовідновлення. *Ключові слова:* якість води, розбавлення стічних вод, промивка русла, поливна вода, зрошення.

### The practical implementation of the wastewater dilution calculating methodology on the example of the Ingulets River. Shakhman I., Bystrantseva A.

The quality of natural water is a combination of physical, chemical and biological indicators that determine the degree of suitability of water for specific types of water use and meet the requirements of environmental protection. Environmental assessment of surface water resources is carried out by hydrological, hydrochemical, hydrobiological indicators and provides the possibility of their use in different sectors of the economy. Water users, as a rule, reduce the assessment of water quality to an analysis of the compliance of actual values of water condition indicators with the maximum permissible. Discharges of wastewater into water bodies create a high heterogeneity of water quality in them. Pollution zones are formed where natural hydrochemical and biological processes are violated, and the concentration of polluting components is higher than the established standards for sanitary, fisheries or other indicators. Soils in the contaminated area usually also become contaminated. Since the same water bodies serve for water use and are waste water receivers, when designing discharges and water supply, it is necessary to reliably establish the distribution zones of contaminated water in order to ensure the necessary quality of water in places of water use and to prevent the spread of pollution within protected areas. The article demonstrates the practical implementation of the wastewater dilution calculating methodology from the mining enterprises in Kryvbas on the example of the Ingulets River. A comparative assessment of the quality of water in the Lower Section of the Ingulets River during the growing season was carried out according to the quality standards of surface waters intended for various water users. Attention is focused on the need to use indicators of water quality, giving both spatial and temporal generalizations and allowing to take into account the variability of water pollution and the ability of water resources to self-repair. *Key words:* water quality, wastewater dilution, channel flushing, irrigation water, irrigation.

**Постановка проблеми.** Основною причиною деградації поверхневих водних об'єктів є необґрунтоване антропогенне навантаження і, як наслідок, погіршення кількісних і якісних показників водних ресурсів. Яскравим прикладом залишається р. Інгулець з незадовільною якістю річкової води та несприятливим еколого-меліоративним станом зрошувальних масивів басейну водотоку. Необхідність раціонального використання і охорони водних ресурсів потребують від гідроекології розробки нових та оцінки сучасних методів, які використовуються

для визначення якості води відповідно до гідрологічних, гідродинамічних та гідрохімічних умов.

**Актуальність дослідження.** Під час планування будь-яких водогосподарських заходів у басейні р. Інгулець врахування якості води має зазвичай не менше значення, ніж кількісна оцінка водних ресурсів об'єкту дослідження. Це зумовлено тим, що завдяки розвитку промисловості (скиду високо-мінералізованих забруднених промислових стоків гірничорудних підприємств Кривбасу) відбуваються зміни складу водних мас річки [1; 2]. Нижче ж за

течією Інгулецька зрошувальна система (ІЗС) заби-рає воду на зрошення. У разі багаторічного вико-ристання (більше 50 років) поливної води незадо-вільної якості на Інгулецькому зрошуваному масиві відбуваються погіршення меліоративного стану зрошуваних земель, вторинне засолення та осолон-цювання, деградація ґрунтів [3; 4]. Тому необхідний аналіз якості річкової води за показниками, які дають можливість оцінки відновлення водних ресурсів, просторового і часового узагальнення, врахування мінливості забруднення водних мас, визначення допустимого навантаження водного об'єкту, вста-новлення зони розповсюдження забруднених вод для забезпечення відповідної якості води в місцях водо-користування тощо.

**Зв'язок авторського доробку з важли-вими науковими та практичними завданнями.** З 2011 року Державним агентством водних ресур-сів України та Управлінням каналів ІЗС було впро-ваджено новий варіант формування якості води в Інгулецькому магістральному каналі. Міжвідомча комісія Держводагенства України щорічно затвер-джує Регламент промивки русла і екологіч-ного оздоровлення р. Інгулець, поліпшення яко-сті води у Карачунівському водосховищі і на водозаборі Інгулецької зрошувальної системи [5; 6]. На основі аналізу гідрометеорологічної обстановки в басейні р. Інгулець, інформації про якість води в Карачунівському водосховищі, в яке скидаються стічні води підприємств Кривбасу і з якого вода над-ходить до р. Інгулець, комісія приймає Регламент, що визначає компенсаційний об'єм води у водосховищі для розбавлення високомінералізованих вод і поліп-шення якості води за рахунок перекидання стоку каналом Дніпро-Інгулець.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Процесами антропогенного перетворення водного режиму р. Інгулець тривалий час займалися нау-ковці Київського Національного університету імені Тараса Шевченка – Л.М. Горев, В.І. Пелешенко, В.К. Хільчевський, І.М. Ромась, М.І. Ромась, Р.В. Руденко, В.М. Медведь, Р.Л. Кравчинський та інші. Вченими розглянуті закономірності про-сторового і часового розподілу гідролого-гідрохі-

мічних характеристик мінімального стоку, вияв-лені загальні тенденції хімічного складу річкових вод та певні відмінності, які зумовлені взаємо-дією комплексу географічних, гідроекологічних та антропогенних чинників [7].

Роль техногенного впливу на гідрохімічний режим р. Інгулець за період 1978–2010 рр. детально досліджено Н.П. Шерстюк [8]. Науковець характе-ризує особливості хімічного складу води у водоймах хвостосховищ, ставках-накопичувачах шахтних вод, ставках Кривбасу та річках Саксагань і Інгулець, визначає особливості гідрохімічних процесів у тех-ногенних та природних водних об'єктах.

Нами також неодноразово акцентувалась увага на необхідності регулярної оцінки якості поверх-невих вод р. Інгулець, екологічного стану водного об'єкту, визначення можливості відновлення водних ресурсів та використання будь-якими галузями еконо-міки [2; 9; 10]. Акцентувалась увага на використанні комплексних методик оцінки стану водних об'єктів в умовах антропогенного навантаження [11; 12].

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується озна-чена стаття.** Виконана порівняльна оцінка якості води в пониззі р. Інгулець у вегетаційний період за нормативами якості поверхневих вод, призначених для різних водокористувачів.

**Новизна.** Продемонстровано практичну реаліза-цію методу розрахунку розбавлення стічних вод для забезпечення якості води для різних водокористува-чів у пониззі р. Інгулець.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Акцентована увага науковців гідроекологічної спрямованості на необхідності системного аналізу, обробки і оцінки екологічної інформації для широ-кого кола водокористувачів.

**Виклад основного матеріалу.** В умовах глобаль-ного потепління для території басейну р. Інгулець з віддільним водним балансом рівень забезпе-ченості водними ресурсами знижується. Суттєво підсилює дефіцит поверхневих прісних ресурсів виробнича діяльність промислового та господар-ського комплексу Криворізького гірничодобувного регіону. Можливість використання підземних вод

Таблиця 1

**Динаміка обсягів подачі дніпровської води каналом Дніпро-Інгулець та скиду надлишкових зворотних вод з Карачунівського водосховища [5; 6]**

Рік	Обсяг подачі, млн м <sup>3</sup>	Міжвегетаційний період скиду (листопад – грудень)	Обсяг скиду, млн м <sup>3</sup>
2011	121,80	2010–2011	11,100
2012	122,60	2011–2012	10,874
2013	125,20	2012–2013	9,950
2014	128,40	2013–2014	9,420
2015	135,00	2014–2015	10,188
2016	122,20	2015–2016	9,836
2017	121,04	2016–2017	9,596
2018	105,50	2017–2018	4,730



у зворотних циклах гірничорудних підприємств Кривбасу обмежена (28–30 млн. м<sup>3</sup> на рік), тому 11–12 млн. м<sup>3</sup> надлишків зворотних вод щорічно акумулюється і тимчасово утримуються в ставках-накопичувачах шахтних вод [6]. З 2011 року щорічно реалізується нова схема екологічного оздоровлення басейну р. Інгулець за рахунок подачі дніпровської води каналом Дніпро-Інгулець та встановлення попусків води з Карачунівського водосховища після завершення скидів надлишків зворотних вод гірничорудними підприємствами Кривбасу. Діючі підприємства щорічно відкачують на поверхню до 40 млн м<sup>3</sup> шахтних і кар'єрних вод, серед яких 16–17 млн м<sup>3</sup> високомінералізованих. Дозовано

(Регламентом) скидають надлишкові зворотні води в р. Інгулець (таблиця 1).

Основним механізмом зниження концентрації забруднюючих речовин під час скидання зворотних вод підприємств Кривбасу в р. Інгулець є розбавлення, яке викликається перемішуванням зворотних вод з водним середовищем річки.

Інтенсивність процесу розбавлення ( $n$ ) кількісно визначається кратністю розбавлення [6]:

$$n = \frac{Q + q_{cm}}{q_{cm}}, \quad (1)$$

або відношенням надлишкових концентрацій забруднюючих речовин (загальне розбавлення на ділянці річки):

Таблиця 2

Водогосподарська обстановка в басейні р. Інгулець у 2018 році [15]

Місце відбору проб води	Дата	Об'єм поданої води каналом Дніпро – Інгулець	Скид з Карачунівського водосховища, тис. м <sup>3</sup>	Хлориди (ГДК=350 мг/дм <sup>3</sup> )
				фактично, мг/дм <sup>3</sup>
в/п Андріївка	15.02	–	19893,6	3050
Снігурівська ГНС				1375
в/п Андріївка	15.03	–	–	660
Снігурівська ГНС				1850
в/п Андріївка	13.04	–	–	610
Снігурівська ГНС				1080
в/п Андріївка	18.05	32175,0	56772,0	445
Снігурівська ГНС				330
в/п Андріївка	15.06	58536,0	83350,8	370
Снігурівська ГНС				375
в/п Андріївка	27.07	98110,0	119476,8	425
Снігурівська ГНС				395
в/п Андріївка	16.08	–	–	450
Снігурівська ГНС				380
в/п Андріївка	20.09	–	–	1790
Снігурівська ГНС				470
в/п Андріївка	05.10	–	–	2010
Снігурівська ГНС				490

Таблиця 3

Максимальні показники вмісту забруднюючих речовин в р. Інгулець – ГНС Снігурівська за вегетаційний період

№ п/п	Забруднююча речовина	ГДК, мг/дм <sup>3</sup>			Фактично, мг/дм <sup>3</sup>
		зрошення	питні потреби	рибогосподарські	
1	Азот амонійний	2,0	0,5	0,5	0,43
2	БСК <sub>5</sub>	10,0	<4	2,0	5,3
3	Завислі речовини	0,75+фон (30)	0,25+фон	20	29,6
4	Розчинний кисень	>4,0	>4,0	>6	6,6
5	Сульфати	500	250	100	614
6	Хлориди	350	250	300	460
7	Нітрати	45,0	50	40	2,4
8	Нітрити	3,30	0,5	0,08	7,00
9	Фосфати	3,5	3,5	3,5	0,12
10	ХСК	30,0	5	20	46,5
11	СПАР	0,5	0,5	0,1	6,8

$$n = \frac{C_{cm} - C_{\phi}}{C - C_{\phi}}, \quad (2)$$

де  $Q$  – витрата води в річці, м<sup>3</sup>/с;  $q_{cm}$  – витрата стічної (зворотної) води, м<sup>3</sup>/с;  $C_{cm}$  – концентрація забруднюючої речовини у стічній (зворотній) воді, г/м<sup>3</sup>;  $C_{\phi}$  – фонові концентрації забруднюючої речовини у водотоці до випуску зворотних вод, г/м<sup>3</sup>;  $C$  – гранично допустима концентрація забруднюючої речовини, г/м<sup>3</sup>.

В.А. Фролов і І.Д. Родзиллер визначають кратність основного розбавлення ( $n_0$ ) в водотоці в розрахунковому створі за формулою [13]:

$$n_0 = \frac{\gamma \cdot Q + q_{cm}}{q_{cm}}, \quad (3)$$

де  $\gamma$  – коефіцієнт змішування, що визначає, яка частина води річки бере участь у розбавленні зворотних вод;  $q_{cm}$  – максимальна витрата зворотних вод, м<sup>3</sup>/с;  $Q$  – розрахункова мінімальна витрата води в водотоці в контрольному створі, м<sup>3</sup>/с.

Розповсюдження забруднюючих речовин відбувається в напрямку переважаючих течій, в тому ж напрямку кратність розбавлення збільшується. Розв'язування задачі відносно розбавлення зворотних вод у водотоці – це визначення концентрації однієї або декількох забруднюючих речовин в будь-якій точці (контрольному створі) водного об'єкту, який перебуває під впливом зворотних вод:

$$C_{cm} \cdot q_{cm} = C_{\kappa cm} \cdot (\gamma \cdot Q + q_{cm}) - C_{\phi} \cdot \gamma \cdot Q, \quad (4)$$

де  $q_{cm}$  – витрата зворотної води, м<sup>3</sup>/с;  $Q$  – витрата води в річці, м<sup>3</sup>/с;  $C_{cm}$  – концентрація забруднюючої речовини в зворотних водах, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{\phi}$  – фонові концентрації тієї ж речовини в річці вище місця скиду, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{\kappa cm}$  – концентрація забруднюючої речовини у контрольному створі, мг/дм<sup>3</sup>;  $\gamma$  – коефіцієнт змішування. Концентрація забруднюючої речовини у контрольному створі буде дорівнювати:

$$C_{\kappa cm} = \frac{C_{cm} \cdot q_{cm} + C_{\phi} \cdot \gamma \cdot Q}{\gamma \cdot Q + q_{cm}}. \quad (5)$$

Розрахунки розбавлення зворотних вод на проточних ділянках р. Інгулець здійснюються за допомогою комбінованого методу О.В. Караушева і М.О. Бесценної [14] і базуються на співвідношенні іонів хлору в підвідному каналі Дніпро – Інгулець. Обсяги води розраховуються таким чином, щоб на рівні Головної насосної станції ІЗС (м. Снігурівка) змішані води Дніпра і Інгульця відповідали критеріям ДСТУ 2730:2015 «Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії» для поливної води І класу. Результати спостережень за якістю води в р. Інгулець у 2018 році представлені в таблиці 2.

На початок поливного періоду 2018 року площа зрошуваних земель у Миколаївській області становила 190 тис. 321,8 га, у тому числі сільськогосподарських угідь – 189 тис. 784,53 га (23 зро-

шувальні державні системи та ділянки «малого» зрошення в 19 районах). За даними МУВГ, УВГ по Миколаївській області проведення поливів сільськогосподарських культур здійснювалось на загальній площі 31 тис. 765 га (станом на 01.10.2018 року).

Для визначення якості води джерел зрошення, з яких 2018 року здійснювали полив, на хімічний аналіз було відібрано 16 проб води в 16 точках спостереження (таблиця 3).

За результатами відбору проб у межах вегетаційного періоду хімічний склад поливної води сульфатно-хлоридний, переважно І класу (придатна) та в деякі періоди спостережень II класу (обмежено придатна) для зрошення.

Наявні суттєві обмеження щодо можливості використання річкової води на питні потреби (перевищення за біологічним споживанням кисню, сульфатам, хлоридам, нітратам) та для рибогосподарського призначення (перевищення за біологічним споживанням кисню, завислими речовинами, сульфатам, хлоридам, нітратам, хімічному споживанню кисню).

Вміст токсичних солей у змішаних водах Інгулецького магістрального каналу в середньому за поливний сезон складає біля 420–490 мг/дм<sup>3</sup> з відхиленням до 70–140 мг/дм<sup>3</sup> як в одну, так і в іншу сторону. Тобто якість води (концентрація забруднюючих речовин) р. Інгулець нижче Карачунівського водосховища визначається об'ємом поданої дніпровської води в верхів'я Інгульця для розбавлення інгулецької води до безпечних для поливу критеріїв. Головним забруднюючим фактором залишається скид шахтних вод у верхній течії р. Інгулець з підприємств Кривбасу.

**Головні висновки.** Промивка р. Інгулець каналом Дніпро-Інгулець дає можливість виштовхнути з русла р. Інгулець призму високомінералізованих вод, оздоровити водні ресурси басейну річки Інгулець, покращити умови існування водних живих ресурсів, покращити якість води у Карачунівському водосховищі, зменшити затрати на доочистку питної води до нормативної якості комунальними підприємствами, покращити якість води на водозаборі Інгулецької зрошувальної системи для зрошення сільгоспугідь у Миколаївській та Херсонській областях. Але не забезпечує можливість використання річкової води всім зацікавленим у регіоні водокористувачам.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Результати наукових досліджень, викладені у цій статті, можуть слугувати основою для порівняльного аналізу під час вирішення питань, пов'язаних із раціональним використанням поверхневих водних ресурсів та забезпеченням охорони довкілля. Подальші дослідження передбачають комплексну оцінку якості води за гідрохімічними показниками, яка надає можливість визначати не тільки якісний склад поверхневих вод, а й здатність водного об'єкту до саморегуляції та самовідновлення.

## Література

1. Iryna Shakhman, Anastasiia Bystriantseva Environmental approach to assessment of the response of hydroecosystems to anthropogenic load. New stages of development of modern science in Ukraine and EU countries: monograph / edited by authors. 7th ed. Riga, Latvia: "Baltija Publishing". 2019. P. 281–301.
2. Shakhman I.A., Bystriantseva A.N. Assessment of Ecological State and Ecological Reliability of the Lower Section of the Ingulets River. *Hydrobiological Journal. USA*. 2017. vol. 53/issue 5. P. 103–109.
3. Козленко Є.В. Вплив умов формування води Інгулецької зрошувальної системи на агрономічні та екологічні показники якості. *Зрошуване землеробство*. 2011. Вип. 56. С. 164–171.
4. Лобода Н.С., Шахман І.О. Функції відклику водогосподарських систем Нижнього Подніпров'я на зрошення сільськогосподарських масивів водами Дніпра. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2006. Вип. 3. С. 175–181.
5. Протокол засідання Міжвідомчої комісії з питань промивки русла та екологічного оздоровлення р. Інгулець, поліпшення якості води у Карачунівському водосховищі та на водозаборі Інгулецької зрошувальної системи у 2018 році, 2018. URL: <https://www.davr.gov.ua/protokol--zasidannya-mizhvidomchoi-komisii-z-pitan-promivki-rusla-> (date of appeal, 03/18/2020).
6. Регламент скиду надлишків зворотних вод гірничорудних підприємств Кривбасу у 2017–2018 рр. / ПАТ «Укрводпроект», ДУ ІГНС. Київ, 2017. 86 с.
7. Хільчевський, В.К., Кравчинський Р.Л., Чунарьов О.В. Гідрохімічний режим та якість води Інгульця в умовах техногенезу. Київ : Ніка-Центр, 2012. 180 с.
8. Шерстюк Н.П. Вплив промивки р. Інгулець на перебіг гідрохімічних процесів та встановлення рівноваг. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2014. Т. 2 (33) 36, С. 28–37.
9. Шахман І.О. Оцінка екологічного стану та екологічної надійності пониззя річки Дніпро. *Екологічні науки*. 2019. №1(24). Т. 1. С. 117–120.
10. Шахман І.О., Лобода Н.С. Оцінка якості води у створі р. Інгулець – м. Снігурівка за гідрохімічними показниками. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2016. № 17, С. 123–136.
11. Пічура В.І., Шахман І.О., Бистрянцева А.М. Просторо-часова закономірність формування якості води в річці Дніпро. *Біоресурси і природокористування*. 2018. Том 10, № 1–2. 21 с.
12. Шахман І.О. Водні ресурси Нижнього Подніпров'я в умовах зрошувального землеробства. *Метеорологія, кліматологія та гідрологія*. 2008. № 50. С. 102–107.
13. Родзиллер І.Д. К вопросу о расчёте смешения сточных вод в реках: информ. материалы. Москва : Изд. ВНИИ ВОДГЕО, 1954. 31 с.
14. Караушев А.В. Методические основы оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод. Ленинград, 1987. 176 с.
15. Водогосподарська обстановка. Державне агентство водних ресурсів України: офіційний сайт. URL: <https://www.davr.gov.ua/vodogospodarska-obstanovka/page-10> (дата звернення: 21/04/2020).

## НАПРУЖЕНО-ДЕФОРМОВАНИЙ СТАН КОМПОЗИТНОЇ АРМАТУРИ ЗА УМОВ ВЗАЄМОДІЇ З ВИСОКОМІЦНИМ БЕТОНОМ: АНАЛІТИЧНІ РОЗРАХУНКИ

Кияшко В.Т.<sup>1</sup>, Косарчук В.В.<sup>2</sup>, Чаусов М.Г.<sup>3</sup>, Агарков О.В.<sup>2</sup>, Ковальчук В.В.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління  
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ

<sup>2</sup>Державний університет інфраструктури та технологій  
вул. Кирилівська, 9, 04071, м. Київ

<sup>3</sup>Національний університет біоресурсів і природокористування України  
вул. Героїв оборони, 15, 03041, м. Київ

kuyashko\_vt@gsuite.duit.edu.ua, kosarchukvv@gmail.com, agarcov@gmail.com,  
kovalchuk\_vv@gsuite.duit.edu.ua, m.g.chausov@gmail.com

Метою роботи є аналітичний аналіз напружено-деформованого стану композитної арматури в умовах взаємодії з високоміцним бетоном. Актуальність дослідження зумовлена тим, що останнім часом у практиці будівництва автомобільних доріг широкого застосування набуває використання композитної арматури. Армвання плит покриття, а інколи і нижніх шарів дорожнього одягу підвищує міцність, надійність і довговічність конструкції. Використання композитної арматури зумовлене такими її перевагами: високою питомою міцністю, стійкістю до усіх видів корозії, екологічністю технологічного процесу виготовлення, меншою вартістю порівняно зі сталевією арматурою та інші. Надійність такої конструкції значною мірою забезпечується зчепленням арматури з бетоном. Ця робота спрямована на побудову математичної моделі процесу взаємодії арматури з бетоном за допомогою зусиль зчеплення і нормальних напружень. Розроблена теорія призначена для аналітичного аналізу складного процесу взаємодії арматури з бетоном і дозволить інженерам-проектувальникам вирішувати задачі оптимізації конструкцій дорожнього одягу. Для врахування умов сумісної роботи арматури з бетоном та для аналізу напружено-деформованого стану арматури розглянута задача про висмикування арматурного стержня з бетону. Побудовані аналітичні залежності для розподілу нормальних напружень по довжині арматурного стержня. Також розглянутий розподіл дотичних напружень у контактному елементі стержня арматури з бетоном. Розрахункова схема поставленої задачі має певні припущення і спрощення, проте запропоновані аналітичні залежності цілком узгоджуються з експериментальними даними. Знайдене рішення поставленої задачі може бути використане як базове для порівняння із результатами інших методів розрахунку, наприклад, чисельних методів механіки деформівного твердого тіла. *Ключові слова:* напружено-деформований стан, композитна арматура, зчеплення арматури з бетоном, аналітичний підхід, дорожній одяг.

**Stress-strain state of composite reinforcement under the conditions of interaction with high-strength concrete: analytical approach. Kiyashko V., Kosarchuk V., Chausov M., Agarcov O., Kovalchuk V.**

The purpose of this paper is an analytical analysis of the stress-strain state of composite reinforcement under the conditions of interaction with high-strength concrete. The relevance of the study is because recently in the practice of road construction is widely used composite fittings. Reinforcement of the coating, and sometimes the lower layers of pavement increases the reliability and durability of the structure. The use of composite reinforcement is due to the following advantages: high specific strength, resistance to all types of corrosion, environmental friendliness of the manufacturing process, lower cost compared to steel, etc. The reliability of this design is largely ensured by the adhesion of reinforcement to concrete. Analytical analysis of the complex process of interaction of reinforcement with concrete was carried out to further optimize the design of pavement. To take into account the conditions of joint operation of reinforcement with concrete and to analyze the stress-strain state of reinforcement, the problem of pulling out the reinforcing rod from concrete is considered. The basis of the research is mathematical modeling using a boundary value problem. Analytical dependencies for the distribution of normal stresses on the length of a reinforcing core are constructed. The distribution of tangential stresses in the contact element of the reinforcement rod with concrete is also considered. The calculation scheme of the problem has certain assumptions and simplifications, but the proposed analytical dependencies are fully consistent with the experimental data. The found solution of this problem can be used as a basis for comparison with the results of other calculation methods, for example, numerical methods of mechanics of a deformable solid. *Key words:* stress-strain state, composite reinforcement, reinforcement bond to concrete, analytical approach, road pavement.

**Постановка проблеми.** У сучасній світовій практиці будівництва конструкцій, елементи яких випробовують згинання, все більш широкого застосування набуває композитна арматура завдяки її здатності сприймати великі порівняно з бетоном розтягувальні

зусилля. До таких конструкцій, зокрема, належить багат шаровий дорожній одяг.

Стан дорожнього одягу загалом залежить від кліматичних умов і механічних факторів. Механічні навантаження та перепади температури, зміна воло-

гості приводять до поступового руйнування дорожнього покриття. Для доріг жорсткого типу з цементобетонним покриттям накопичення пошкоджень у процесі експлуатації здебільшого пов'язане з дією механічних навантажень від транспортних засобів і від стану тих шарів конструкції дороги, на які опираються бетонні плити покриття. Нерівномірне ущільнення нижніх шарів призводить до появи пустот, внаслідок чого напруження, що виникають на нижній стороні плити покриття, можуть перевищити границю міцності бетону. Крім того, тріщини можуть виникати і внаслідок явища втоми матеріалу плити, оскільки режим механічного навантаження є циклічним. Щоб запобігти вказаним явищам і збільшити термін служби конструкції дороги, використовують армування плит покриття, а інколи і нижніх шарів дорожнього одягу.

У практиці дорожнього будівництва застосовують в основному два типи арматури: сталеву і композитну. При цьому досвід показує, що сталеві арматури має суттєві недоліки, серед яких слід зазначити схильність до хімічної та електрохімічної корозії. Використання сталевих армувань верхнього шару покриття для доріг жорсткого типу виявило також суттєву залежність довговічності таких доріг від негативного впливу хімічних реагентів, які використовують у зимовий період під час ожеледі (так звана хлоридна корозія).

Основними перевагами композитної арматури є висока питома міцність, стійкість до усіх видів корозії, а відтак і висока довговічність. До того ж склопластик має майже такий самий коефіцієнт лінійного температурного розширення, як і бетон, тому за зміни температури в армованому бетоні не виникають значні температурні напруження. Суттєвою перевагою композитної арматури є її вартість, яка наразі є значно меншою, ніж вартість сталеві. Практично важливим чинником є також і екологічність самого технологічного процесу виготовлення такої арматури.

На етапі проектування конструкцій дорожнього одягу, міцність і надійність яких підвищують армованими елементами, важливою задачею є оцінювання сумісної роботи арматури з бетоном з подальшою оптимізацією вхідних параметрів.

**Актуальність дослідження.** Поширення застосування неметалевої композитної арматури в будівництві автомобільних доріг України зумовлює актуальність цілеспрямованого експериментального і теоретичного дослідження зчеплення арматури з бетоном з метою забезпечення міцності, жорсткості та тріщиностійкості конструкцій дорожнього одягу. Для того щоб підвищити якість армування бетону арматурою, треба дослідити умови роботи арматури у бетоні під час різних видів навантаження. У цій статті розглянемо деякі аспекти деформування конструкцій з бетону, армованого композитною арматурою, з урахуванням навантаження, що є характерним для дорожнього одягу.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Питанням взаємодії арматури з бетоном присвячено багато робіт експериментального і теоретичного спрямування [1–12]. Проте ця проблема є настільки складною, що й досі не вирішена. Встановлено [1; 2], що взаємодію арматури з бетоном забезпечують декілька основних факторів: контактна взаємодія елементів рельєфу зовнішньої поверхні арматури з бетоном, тертя і молекулярна взаємодія (адгезія). Результати лабораторних досліджень показують, що два останні фактори разом забезпечують не більше 20...25% міцності такого з'єднання. Тому вирішальною є механічна взаємодія арматури з бетоном, характер якої залежить від розмірів і форми поперечного перерізу, профілю зовнішньої поверхні арматури, а також від механічних властивостей матеріалів. Аналіз впливу вказаних чинників на величину зусилля висмикування арматури з бетону виконують за результатами експериментів, методики проведення яких наведені в [5–14]. У цій роботі розглянемо аналітичний підхід до вирішення задачі.

**Виклад основного матеріалу.** Розглянемо задачу про напружено-деформований стан армованого бетонного стержня за умов висмикування арматури. Якщо не зважати на можливу наявність пустот у зоні зчеплення, то сумісна робота арматури з бетоном нагадуватиме поведінку різьбового з'єднання двох деталей – бетонної втулки з внутрішньою різьбою і стержня арматури з відповідною зовнішньою різьбою.

Для поставленої задачі на рис. 1 схематично показаний стержень арматури, що взаємодіє з бетонним

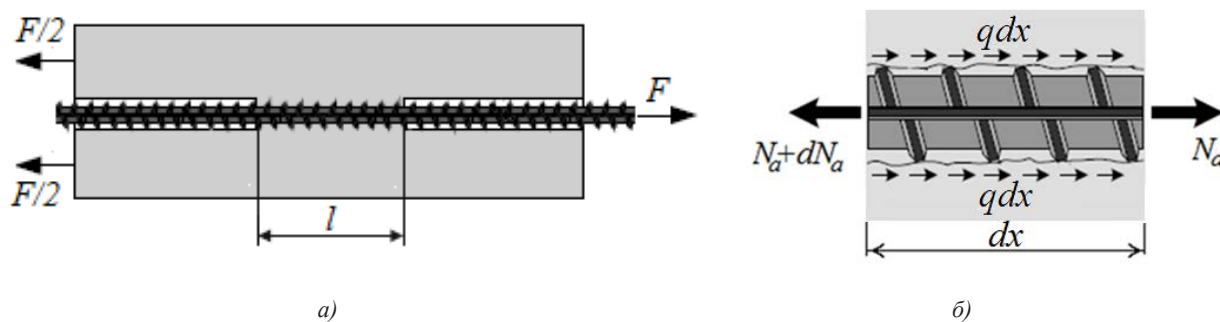


Рис. 1. Схема взаємодії арматурного стержня з бетоном

блоком (втулкою) на ділянці довжиною  $l$  (зазвичай її називають *ділянкою анкерівки*). На стержень і блок діють однакові, протилежно направлені сили  $F$  (рис. 1, а).

Для визначення розподілу нормальних зусиль  $N_a$ , що діють в арматурі на ділянці анкерівки, будемо розрахункову схему елемента арматури довжиною  $dx$  (рис. 1, б). При цьому довжину  $dx$  приймаємо достатньо малою, щоб вважати зусилля  $q$  на одиницю довжини арматурного стержня, який контактує з бетоном, пропорційним до взаємного переміщення стержня і втулки за рахунок пружної деформації зубців різьби.

Враховуємо, що бетон і склопластик мають різні механічні властивості, зокрема різні модулі пружності. Для проведення розрахунків приймаємо:

$$q = c(u_a - u_b), \quad (1)$$

де  $u_a, u_b$  – переміщення стержня і втулки,  $c$  – деякий коефіцієнт пропорційності, який визначається експериментально.

За фізичною суттю  $q$  – це зусилля, що діють на навивку (різьбу) арматурного гвинта. Із умов рівноваги досліджуваного елемента маємо:

$$q = \frac{dN_a}{dx}.$$

Відносні деформації стержня і втулки визначаємо за формулами:

$$\varepsilon_a = \frac{du_a}{dx} = \frac{N_a}{E_a A_a}, \quad \varepsilon_b = \frac{du_b}{dx} = \frac{N_b}{E_b A_b},$$

де  $A_a, A_b$  – площі поперечних перерізів стержня і втулки;

$E_a, E_b$  – модулі пружності арматури і бетону.

З урахуванням формули (1) для інтенсивності осьового зусилля отримаємо:

$$\frac{dq}{dx} = \frac{d^2 N_a}{dx^2} = c \left( \frac{N_a}{E_a A_a} - \frac{N_b}{E_b A_b} \right). \quad (2)$$

Оскільки  $N_b = F - N_a$ , то рівняння (2) можна записати у вигляді:

$$\frac{d^2 N_a}{dx^2} - k^2 N_a = c \cdot \frac{F}{E_b A_b}. \quad (3)$$

Загальний розв'язок рівняння (3) можна подати у вигляді:

$$N_a = A \operatorname{sh}(kx) + B \operatorname{ch}(kx) + \frac{c}{k^2} \cdot \frac{F}{E_b A_b}.$$

Сталі інтегрування  $A$  та  $B$  визначимо із граничних умов задачі:

$$N_a = 0 \text{ при } x = 0, \quad N_a = F \text{ при } x = l. \quad (4)$$

В результаті функція розподілу нормальних зусиль в арматурному стержні на ділянці взаємодії з бетонним блоком набуває вигляду:

$$N_a = F \left( (1-m) \frac{\operatorname{sh}(kx)}{\operatorname{sh}(kl)} + m \left[ 1 + \operatorname{sh}(kx) \operatorname{cth}(kl) - \operatorname{ch}(kx) \right] \right). \quad (5)$$

Тут прийняті позначення:

$$k = \sqrt{c \left( \frac{1}{E_a A_a} + \frac{1}{E_b A_b} \right)}, \quad m = \frac{E_a A_a}{E_a A_a + E_b A_b}. \quad (6)$$

За побудовою функція (5) задовольняє рівняння (3) і граничні умови (4). На інтервалі  $X \in [0, l]$  величина  $N_a(x)$  змінюється від 0 до  $F$ .

Враховуючи залежність (5), для інтенсивності осьових зусиль отримаємо формулу:

$$q(x) = F k \left( (1-m) \frac{\operatorname{ch}(kx)}{\operatorname{sh}(kl)} + m \left[ \operatorname{ch}(kx) \operatorname{cth}(kl) - \operatorname{sh}(kx) \right] \right). \quad (7)$$

Функція  $q(x)$  є нелінійною. Її значення на інтервалі  $X \in [0, l]$  змінюються

$$\text{від } q(0) = F k \left( \frac{1-m}{\operatorname{sh}(kl)} + m \operatorname{cth}(kl) \right)$$

$$\text{до } q(l) = F k \left( \frac{m}{\operatorname{sh}(kl)} + (1-m) \operatorname{cth}(kl) \right).$$

Графіки функцій розподілу зусилля  $N_a$  та інтенсивності зусилля  $q$  в арматурі, загальний вигляд яких наведено на рис. 2, показують, що максимальні зусилля, а відтак і максимальні нормальні напруження в арматурному стержні, за умов висмикування стержня спостерігаються у зоні виходу арматури із бетонного блоку.

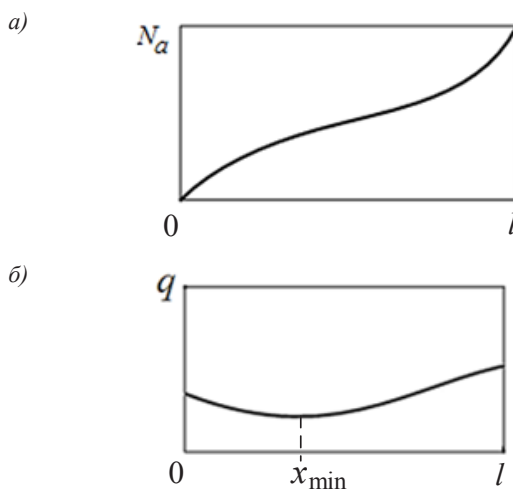


Рис. 2. Функції розподілу на ділянці анкерівки в арматурному стержні: а) внутрішнє зусилля; б) інтенсивність зусилля

Координату  $x_{\min}$ , що відповідає мінімальному значенню функції  $q(x)$ , можна визначити із рівняння:

$$\operatorname{sh}(kx) = \frac{m \operatorname{sh}(kl)}{1 - 2m(1-m) [1 - \operatorname{ch}(kl)]}.$$

Отримані залежності (5) та (7) дозволяють прогнозувати величину зусиль зчеплення арматури з бетоном, а також розраховувати напруження, що виникають у навивці арматурного стержня. Конкретний вигляд графіків розподілу зусиль буде залежати від характеристик жорсткості елементів розглянутої конструкції, які, відповідно до (6),

є визначальними для параметра  $m$ . Величина цього параметру є тим більшою, чим більшою є різниця між модулями пружності арматури ( $E_a$ ) та бетону ( $E_b$ ). Якщо в (6) умовно прийняти, що  $A_a = A_b$ , то отримаємо  $m = 0,52 \dots 0,68$  для найбільш використовуваних марок бетону (з модулем пружності  $E_b = (30 \dots 37) \cdot 10^4$  МПа) і склопластикової арматури  $E_a = (40 \dots 45) \cdot 10^4$  МПа та базальтопластикової арматури  $E_a = (55 \dots 65) \cdot 10^4$  МПа). Для сталевий арматури  $E_a = (20 \cdot 10^4$  МПа) такого самого діаметру величина параметру  $m$  збільшується до 0,87.

Визначимо розподіл дотичних напружень, що виникають у зоні взаємодії арматури з бетоном. Будемо вважати незмінними дотичні напруження в усіх точках периметру кожного перерізу стержня арматури. Розглянемо деякий елемент стержня нескінченно малої довжини  $dx$  (рис. 3).

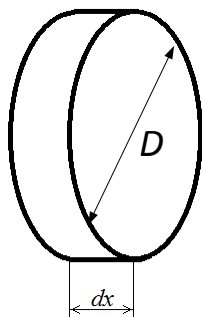


Рис. 3. Схема елемента арматурного стержня

При прийнятих припущеннях для указанного елемента маємо:

$$d\tau(x) = \frac{dN_a(x)}{\pi D dx} = \frac{q(x)}{\pi D}$$

Середнє значення дотичних напружень  $\tau$  наділянці анкерівки довжиною  $l$  розраховуємо за формулою:

$$\int_0^l d\tau(x) dx = \int_0^l \frac{q(x)}{\pi D} dx.$$

Враховуючи (7), отримаємо:

$$\int_0^l d\tau(x) dx = \frac{F}{\pi D}$$

За теоремою про середнє значення визначеного інтегралу маємо:

$$\int_0^l d\tau(x) dx = \tau(X)l,$$

де  $X$  – деяке число з інтервалу  $(0, l)$ .

Таким чином, остаточно розрахункова формула набуває вигляду:

$$\tau(X) = \frac{F}{\pi D l}$$

Саме за такою формулою і рекомендують визначати величину дотичних напружень стандарти, що нині діють.

Зазначимо, що розрахункова схема досліджуваної задачі є достатньо спрощеною: зчеплення арматури з бетоном вважали ідеальним, без урахування можливості порушення суцільності з'єднання внаслідок появи локальних тріщин у бетоні, а також не враховували фізичну нелінійність бетону. Основним недоліком такої розрахункової схеми є неможливість визначення дійсного розподілу напружень у зоні контакту арматури з бетоном, оскільки і величина, і характер розподілу напружень будуть залежати від конфігурації зовнішньої поверхні арматурного стержня. Тому знайдене аналітичне рішення є справедливим для невисоких навантажень, за яких ще не відбувається руйнування арматури або бетону. Проте воно може бути використане як базове для порівняння із результатами інших методів розрахунку.

**Висновки і перспективи використання результатів дослідження.** Використання в сучасному будівництві автомобільних доріг армування верхнього шару покриття потребує цілеспрямованого експериментального і теоретичного дослідження зчеплення арматури з бетоном з метою підвищення надійності і довговічності конструкції. Одним із основних методів дослідження взаємодії арматури з бетоном є дослідження задачі про висмикування стержня арматури з бетонного блоку. Під час розв'язання такої задачі запропоновані аналітичні залежності, які дають можливість прогнозувати величину зусиль зчеплення арматури з бетоном, а також розраховувати напруження, що виникають у навивці арматурного стержня. У подальших дослідженнях отримані результати можуть бути використані для вирішення питання оптимізації параметрів конструкції дорожнього одягу.

### Література

1. Холмянский М. М. Контакт арматуры с бетоном. Москва, 1981. 184 с.
2. Попов Н. Н., Чарьев М. Железобетонные и каменные конструкции. Москва, 1996. 255 с.
3. Achillides Z., Pilakoutas K. Bond behavior of fiber reinforced polymer bars under direct pull-out conditions. *Journal of Composites for construction*. 2004. Vol. 8, No. 2. P. 173–181.
4. Tighiuaert B., Benmokrane B., and Gao D. Investigation of bond in concrete member with fibre reinforced polymer (FRP) bars. *Construction and Building Materials*. 1998. Vol. 12. P. 453–462.
5. Nanni A., Bakis C. E., and Boothby T. E. Test methods for FRP-concrete systems subjected to mechanical loads: state of the art review. *Journal of Reinforced Plastics and Composites*. 1995. Vol. 14, No. 6. P. 524–558.
6. Бенин А. В., Семенов С. Г. Экспериментальные исследования сцепления композитной арматуры с плоской навивкой с бетоном. *Промышленное и гражданское строительство*. 2013. № 9. С. 74–76.
7. Baena M., Torres L., Turon A., and Barris C. Experimental study of bond behaviour between concrete and FRP bars using a pull-out test. *Composites Part B: Engineering*. 2009. Vol. 40, No. 8. P. 784–797.

8. Хозин В. Г., Пискунов А. А., Гиздатуллин А. Р. и др. Сцепление полимеркомпозитной арматуры с цементным бетоном. *Известия КГАСУ*. 2013. № 1 (23). С. 214–220.
9. Elgabbas F., Vincent P., Ahmed E., Benmokrane B. Experimental testing of basalt-fiber-reinforced polymer bars in concrete beams. *Composites Part B: Engineering*, 2016. Vol. 91. P. 205–218.
10. Said M., Adam M. A., Mahmoud A. A., Shanour A. S. Experimental and analytical shear evaluation of concrete beams reinforced with glass fiber reinforced polymers bars. *Construction and Building Materials*, 2016, № 102. P. 574–591.
11. Benin A., Bogdanova G., Semenov S. Experimental Study and Mathematical Modeling of Bond of Different Types Winding Glass-Plastic Reinforcement with Concrete. *Applied Mechanics and Materials*, 2014, Vol. 617. P. 215–220.
12. Gu X., Yu B., Wu M. Experimental study of the bond performance and mechanical response of GFRP reinforced concrete. *Construction and Building Materials*, 2016, № 114. P. 407–415.
13. Shima H., Chou L., Okamura H. Micro and macro models for bond in reinforced concrete. *Journal of the Faculty of Engineering, University of Tokyo (B)*. 1987. Vol. 39, No. 2. P. 133–194.
14. Гудонис Э., Качанаускас Р., Грибняк В., Вебер А., Якубовскис Р., Каклаускас Г. Механические свойства контакта стеклопластиковой арматуры с бетоном. *Механика композитных материалов*. 2014. Т. 50, № 4. С. 641–654.



---

# ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

---

УДК 614.7(477):[502.22+504.61](043)

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.17>

## ФУНКЦІОНАЛЬНО-ЕКОЛОГІЧНА ЕКСПЕРТИЗА (ФЕЕ) ТУЛЬЧИНСЬКОГО РАЙОНУ ВІННИЦЬКОЇ ОБЛАСТІ

Єрмішев О.В.

Донецький національний університет імені Василя Стуса  
пр. Юності, 16, 21030, м. Вінниця  
o.yermishev@donnu.edu.ua

Запропонована концепція функціонально-екологічної експертизи (ФЕЕ) регіонів радіаційного контролю принципово доповнює прийняті форми дозиметричного й тиреодозиметричного контролю. Метою нашої роботи стало за допомогою ФЕЕ провести верифікацію радіаційної залежності функціонального здоров'я й дозиметричної паспортизації населених пунктів Тульчинського району Вінницької області. Нами було обстежено за допомогою ФВД за методом В.Г. Макаца 2019 дітей різного віку, які проживають у с. Журавлівка, с. Клебань, с. Холодівка, с. Кирнасівка, с. Кришинці, с. Михайлівка, с. Тиманівка та м. Тульчин Тульчинського району протягом 1993–1996 років, із яких хлопці – 668, дівчата – 1 351. У центрі уваги ФЕЕ – функціональне здоров'я дитячого населення, яке стає «біоіндикатором» індивідуального здоров'я й характеризує екологічну динаміку в регіоні компактного проживання. Екологічним критерієм ФЕЕ конкретного регіону проживання населення є системно залежне зіставлення пригнічення функціональної активності організму (парасимпатична активність (ПА), вегетативної рівноваги (ВР) та симпатичної активності (СА). На цій основі формується інтегральна характеристика екологічного стану й визначаються рівні (зони) його екологічного тиску. Обстежені населені пункти: с. Журавлівка, с. Клебань, с. Холодівка, с. Кирнасівка, с. Кришинці, с. Михайлівка, с. Тиманівка та м. Тульчин Тульчинського району Вінницької області відносяться до IV зони радіаційного контролю. Наші спостереження довели, що функціонально-вегетативне здоров'я дітей екологічно залежне, а його показники є найбільш чутливими біоіндикаторами радіаційного (екологічного) забруднення. Функціонально-вегетативне здоров'я дітей обстежених населених пунктів Тульчинського району збігаються з офіційною дозиметричною паспортизацією населених пунктів. Моніторинг вегетативного здоров'я дітей має стати основою сучасної функціональної диспансеризації дитячого населення й доповнювати державну дозиметричну й тиреодозиметричну паспортизацію населених пунктів. *Ключові слова:* функціонально-екологічна експертиза, екологічна паспортизація, функціональне здоров'я.

### Functional and ecological expertise (FEE) in Tulchyn district of Vinnytsia region. Yermishev O.

The concept of functional and ecological inspection (FEE) of radiation control regions developed by us fundamentally complements the accepted forms of dosimetric and thyroid dosimetric control. The purpose of our work was to carry out the verification of radiation dependence of functional health and dosimetric certification of settlements in Tulchyn district of Vinnytsia region with the help of FEE. 2019 children (668 boys, 1351 girls) of all ages living in the villages Zhuravlivka, Klebany, Holodivka, Kirnasivka, Krischinci, Mykhailivka, Tymanivka and Tulchyn of Tulchyn district during 1993–1996 were examined with the help of FVD method by V.G. Makats functional health of child population, which is becoming a “bioindicator” of individual health and characterizing the environmental dynamics of the compact living area, is in the focus of FEE attention. The ecological criterion of FEE of a particular region of the population is systemically dependent comparison of inhibition of functional activity of the organism (parasympathetic activity (PA), vegetative equilibrium (VE) and sympathetic activity (SA). An integral characteristic of the ecological state is formed on this basis and the levels (zones) of its ecological pressure are determined. The surveyed populated areas of Zhuravlivka village, Klebany village, Holodivka, village Kirnasivka village, Krischinci village, Mykhailivka village, Tymanivka village and the city of Tulchyn of Tulchyn district of Vinnytsia region belong to the IV radiation control zone. Our observations have shown that functional and vegetative health of children is ecologically dependent and its indicators are the most sensitive bioindicators of radiation (environmental) pollution. Functional vegetative health of children in the surveyed populated areas of Tulchyn district coincides with the official dosimetric certification of these areas. Monitoring of vegetative health of children should become the basis of modern functional medical examination of pediatric population and supplement state dosimetric and thyroid dosimetric certification of the populated areas. *Key words:* functional ecological inspection, ecological certification, functional health.

**Постановка проблеми.** Зростаючий антропогенний вплив на довкілля, його забруднення різними видами виробництва поряд із надмірним використанням природних ресурсів призводить до поступової деградації природного середовища під впливом негативних антропогенних чинників. У сучасних умовах швидкість науково-технічного прогресу на кілька

порядків перевищує адаптаційні можливості існуючих живих організмів, зокрема й людини [1; 3; 4; 8].

**Актуальність дослідження.** Найбільший антропогенний вплив на навколишнє середовище України чинить транспорт, промисловість, енергетика, сільське господарство. Усі вищезазначені чинники глибоко впливають на екологічну ситуацію в Україні

й викликають такі негативні наслідки, як парниковий ефект, кислотні дощі, руйнування озонового шару. Основними екологічними проблемами для України на сучасному етапі розвитку є радіоактивне забруднення територій, деградація с/г угідь, забруднення питної води, знищення лісів і зелених насаджень, нагромадження побутових і промислових відходів, забруднення атмосферного повітря тощо [1; 4; 8].

**Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями.** Сьогодні в Україні частка відносно чистих територій держави становить 7%; умовно чистих – 8%; малозабруднених – 15%; небезпечні для життєдіяльності людини – 70%, із яких 1,7% – визнано територіями екологічного лиха. Сьогодні техногенна діяльність людини суперечить природі. Близько 30% загальних захворювань населення зумовлена забрудненням атмосфери.

На сьогодні одну з найбільших небезпек для населення України становить радіоактивне забруднення, рівень якого є єдиним контрольованим державою на законодавчому рівні еколого-антропогенним фактором негативного впливу на організм людини.

**Метою роботи** стало за допомогою ФЕЕ провести верифікацію радіаційної залежності функціонального здоров'я й дозиметричної паспортизації населених пунктів Тульчинського району Вінницької області.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Дослідженням питань екології, впливу негативних факторів на довкілля та здоров'я людей займалися такі вітчизняні й зарубіжні науковці, як А. Григор'єв, К. Григор'єв, О. Єрмішев, Ю. Овчинникова, В. Костюк, В. Макац, Є. Макац, Д. Макац, В. Нагайчук та багато інших.

**Новизна.** Розроблена нами концепція функціонально-екологічної експертизи (ФЕЕ) регіонів радіаційного контролю України підтверджує доцільність державної уваги до проблеми «Екологічної паспортизації дитячого населення» (проф. В.Г. Макац) і принципово доповнює прийняті форми дозиметричного й тиреодозиметричного контролю [6].

**Методологічне або загальнонаукове значення.** НДР є фрагментом державної програми «Двоетапна система реабілітації вегетативних порушень у дітей, які проживають у зоні радіаційного контролю України» (виконується за Дорученням КМ України від 01.06.1999 р. № 12010/87).

Основним предметом дослідження методу функціонально-екологічної експертизи (ФЕЕ) регіонів радіаційного контролю України є комплексний стан вегетативної нервової системи (ВНС) дитячого організму й аналіз процесів, котрі на нього впливають. Вегетативна нервова система регулює всі внутрішні процеси в організмі й виконує адаптаційно-трофічну функцію – регуляцію обміну речовин щодо умов зовнішнього середовища [3; 5; 9; 10].

Є багато методів дослідження окремих показників стану вегетативної нервової системи, але більшість із них малодостовірні через низьку пов-

торюваність (повторні результати не збігаються з попередніми). Цих недоліків позбавлена функціонально-вегетативна діагностика (ФВД) вегетативного здоров'я населення за методом В. Макаца, що дозволяє виявити показники дисперсії вегетативних рівнів, які виступають інтегральними біоіндикаторами внутрішнього гомеостазу і його залежність від змінних умов зовнішнього середовища [5; 6; 7]. На цій основі формується інтегральна характеристика екологічного стану й визначаються рівні (зони) його екологічного тиску. Функціональне здоров'я населення більш об'єктивно відображає екологічні зміни території, оскільки характеризує здатність адаптації організму до змінних умов зовнішнього і внутрішнього середовищ [3].

Нами було обстежено за допомогою ФВД 2019 дітей різного віку, які проживають у с. Журавлівка, с. Клебань, с. Холодівка, с. Кирнасівка, с. Кришинці, с. Михайлівка, с. Тиманівка та в м. Тульчин Тульчинського району протягом 1993–1996 років, з яких хлопці – 668, дівчата – 1 351.

У центрі уваги ФЕЕ має бути функціональне здоров'я окремих вікових груп дитячого населення, яке стає «біоіндикатором» індивідуального здоров'я й характеризує екологічну динаміку в регіоні компактного проживання. Установлено, що рівні функціонального здоров'я є специфічними маркерами стану адаптації організму до змінних умов зовнішнього і внутрішнього середовищ та відображають загальний функціонально-вегетативний гомеостаз організму людини. Отриманні дані про стан функціонального здоров'я дитячого населення певної території та усередненої інформації про порушення відхилення вегетативної нервової системи можна використати для проведення аналізу впливу інтегрального екологічного тиску на організм людини, можливих екологічних проблем території і ступінь екологічного впливу. Сьогодні є розуміння адаптаційної залежності від динамічної сталості функціонально-вегетативного гомеостазу. Залежність індивідуально-функціонального здоров'я дитини від стану довкілля є основою ендоекології.

Математико-статистична обробка результатів спостережень проводилась за допомогою методу непараметричної статистики, запропонованого Є. Дерев'янко для визначення величини зсуву досліджуваної функції [2].

**Виклад основного матеріалу.** Вінницька область – один із всебічно розвинених аграрно-промислових та культурно-історичних регіонів України. Територія – 26,5 тис. км<sup>2</sup>, що становить 4,4% від площі України. Кількість населення – 1,61 млн. чол., (3,75% населення країни), зокрема міське – 50,6%, сільське – 49,4%. Найважливіші проблеми області зумовлені такими чинниками: значним обсягом викидів в атмосферне повітря забруднюючих речовин, наявністю накопичених за минулі роки забронених і непридатних для використання засобів захисту рослин та відходів хімічного виробництва,

відсутністю належної системи збирання, сортування й захоронення побутових відходів, скидом у водні об'єкти та на рельєф місцевості забруднених стічних вод, високим рівнем розораності та ерозією земель. За даними статистичної звітності у 2017 році викиди від стаціонарних джерел викидів зросли на 36 тис. тонн (на 30%). За обсягом викидів у 2017 році Вінницька область займає 5 місце, і її викиди становлять 6,03% від загального по Україні (у 2016 році 6 місце та 3,89% відповідно).

Тульчинський район розташований у південно-східній частині Вінницької області, яка у фізико-географічному відношенні належить до лісостепової зони, в південній частині Подільського плато, переважно вздовж річок Південний Буг та Сільниця. Адміністративним центром району є м. Тульчин, віддалене від обласного центру (м. Вінниця) на 80 км.

Територія району становить 1 124 км<sup>2</sup>, або 4,3% від загальної площі Вінницької області. Чисельність населення на 01.01.2020 становило 54,7 тис. чоловік. Загальна площа водного басейну становить 2 402 га. Лісові площі становлять 19 205 га, переважно дубово-грабові ліси. На території району є 13 заповідних об'єктів площею 877,02 га, один із них загальнодержавного значення (582 га) і 12 місцевого значення. На території району розташовані значні запаси корисних копалин: граніт – 21,8 га, глина – 15,8 га, пісок – 60 га. На Тульчинський район припадає 7,4% питомої ваги викидів забруднюючих речовин у Вінницькій області, що на квадратний кілометр території становить 5,9 т. На душу населення в середньому по області припадає 98 кг викинутих у повітря забруднюючих речовин.

У Вінницькій області 89 населених пунктів віднесено до зони посиленого радіоекологічного контролю, зокрема в Тульчинському районі – 19, у яких проживає 36 642 жителі. Площа забруднення радіонуклідами земель становить близько 2 тис. км<sup>2</sup> (7,5% від загальної площі області). Із них щільність забруднення від 1 до 5 Кі/км<sup>2</sup> становлять землі площею 1 964 км<sup>2</sup>, від 5 до 15 Кі/км<sup>2</sup> – 36 км<sup>2</sup>. Серед цих радіоактивних земель площа ріллі становить 973 км<sup>2</sup> із щільністю забруднення 1–5 Кі/км<sup>2</sup>, а 5 км<sup>2</sup> – 5–15 Кі/км<sup>2</sup>. Близько 40 тис. га сільськогосподарських угідь, забруднення яких цезієм-137, перевищує 1 Кі/км<sup>2</sup>, сільськогосподарських угідь, щільністю забруднення понад 5 Кі/км<sup>2</sup>, в області немає. Щодо забруднення сільськогосподарських

угідь стронцієм-90, то близько 13,5 тис. га ґрунтів області мають щільність забруднення понад 0,15 Кі/км<sup>2</sup>, решта земель мають забруднення в межах 0,02 – 0,15 Кі/км<sup>2</sup>. Нами була проведена верифікація 8 населених пунктів Тульчинського району за допомогою ФЕЕ. Екологічним критерієм ФЕЕ конкретного регіону проживання населення є системно залежне зіставлення пригнічення функціональної активності організму (парасимпатична активність (ПА), вегетативної рівноваги (ВР) та симпатичної активності (СА). На цій основі формується інтегральна характеристика екологічного стану й визначаються рівні (зони) його екологічного тиску. Критерії ФЕЕ повинні співвідноситись із рівнями радіонуклідного (екологічного) забруднення в контрольованих регіонах спостереження Тульчинського району Вінницької області. З огляду на наведене необхідно згадати міжнародну класифікацію акупунктурних каналів, біофізична реальність яких (як і їх відношення до вегетативного гомеостазу) сьогодні доведені й визнані [5–7] (табл. 1).

Відомо, що зміни фізіологічного стану організму проявляються трансформацією електрошкірного опору в певних ФАЗ шкіри, які топографічно збігаються з ходом 12-ти класичних акупунктурних меридіанів (функціональних систем) – сечовий міхур (BL), жовчний міхур (GB), шлунок (ST), тонкий кишківник (SI), стан лімфатичної системи (TE) та товстий кишківник (LI), сума показників яких формує показник загальної симпатичної активності (СА) організму (стан діяльності симпатичної нервової системи); легені (LU), перикард (PC), серце (HT), селезінка й підшлункова залоза (SP), печінка (LR) та нирки (KI), сума показників яких формує показник загальної парасимпатичної активності (ПА) організму (стан діяльності парасимпатичної нервової системи). Відносне співвідношення суми показників загальної симпатичної активності до парасимпатичної активності, отриманні в мкА внаслідок проведення ФВД переводили у відносні значення й визначали як направленість вегетативного балансу. Числовим результатом цього співвідношення виступає вегетативний коефіцієнт kV, за яким сьогодні виділено сім рівнів вегетативної дисперсії (розсіювання) функціонального здоров'я: ПАЗн – зона значної парасимпатичної активності (kV до 0,75); ПАв – зона вираженої парасимпатичної активності (kV 0,76–0,86); ФкП – зона функці-

Таблиця 1

## Класифікація акупунктурних каналів

Традиційний канал	МАН	Традиційний канал	МАН
Легені	LU	Сечовий міхур	BL
Товстий кишківник	LI	Нирки	KI
Шлунок	ST	Перикард	PC
Селезінка-підшлункова залоза	SP	Трійний обігрівач	TE
Серце	HT	Жовчний міхур	GB
Тонкий кишківник	SI	Печінка	LR

ональної компенсації парасимпатичної активності (kV 0,87–0,94); ВР – зона допустимої вегетативної рівноваги (kV 0,95–1,05); ФкС – зона функціональної компенсації симпатичної активності (kV 1,06–1,13); САв – зона вираженої симпатичної активності (kV 1,14–1,26) та САзн – зона значної симпатичної активності (k-V >1,26). Але для функціонально-екологічної оцінки впливу факторів довкілля зручніше використовувати вегетативну дисперсію (розсіювання) за критичними зонами, тобто співвідношення парасимпатичної активності – ПА (ПАзн + Пв) – функціональної рівноваги – ФР (ФкП + ВР + ФкС) та симпатичної активності – СА (САзн + САв). Отриманні дані про стан функціонального здоров'я населення певної території та усередненої інформації про порушення відхилення вегетативної нервової системи можна використати для проведення аналізу впливу інтегрального екологічного тиску на організм людини, можливих екологічних проблем території і ступінь екологічного впливу [2; 3; 7].

У запропонованому нами методі функціонально-екологічної експертизи (ФЕЕ) в основу систематичного аналізу береться кількість людей (%), у яких показники функціонального здоров'я знаходяться у станах функціонального пригнічення (ПА – перевага парасимпатичної активності), вегетативної рівноваги (ВР) та кількість випадків переваги функціонального збудження (СА – перевага симпатичної активності). За розробленими нами критеріями, функціональне здоров'я людини знаходиться в зоні умовної норми, коли 70% людей входять у зону функціональної рівноваги (ФР), а по 15% входять у зони парасимпатичної й симпатичної активності [9] (табл. 2).

Серед полютантів найбільшу увагу приділяють радіоактивному забрудненню довкілля – єдиному контрольованому на сьогодні фактору. Більше 60% викинутих ізотопів трансуранових елементів і  $^{90}\text{Sr}$  залишилось на території зони відчуження. Загальна радіоактивність довкілля [8], становить близько 13 ЕксаБеккерелів (понад 300 МКі). У 1989–1992 роках за критерій небезпеки помилково прийняли «щільність радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$ » (15 Кі/км<sup>2</sup> не потребує протирадіаційного захисту населення.). Це зумовило перевищення нормативів забруднення молока і м'яса, що мало відповідний вплив на здоров'я дітей. Оподи радіоактивних хмар зростали в дощову погоду. Тому забруднення  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  (та іншими радіонуклідами) має чіткий плямистий характер і може відрізнитись. Ця ситуація стосується навіть «радіаційно умовно чистих» територій.

Обстежені населенні пункти – с. Журавлівка, с. Клебань, с. Холодівка, с. Кирнасівка, с. Кришинці, с. Михайлівка, с. Тиманівка та м. Тульчин Тульчинського району Вінницької області – відноситься до IV зони радіаційного контролю. Протягом 1993–1995 років ми проводили спостереження з метою верифікації радіаційної залежності функціонального здоров'я й дозиметричної паспортизації населених пунктів (табл. 3).

Під час дослідження функціонального здоров'я дитячого населення в с. Журавлівка, с. Клебань та с. Холодівка Тульчинського району ( $\text{Cs}^{137}$  у ґрунті 38,0–49,0–55,5 кБ/м<sup>2</sup>) у 1993–1996 роках виявили гендерні особливості функціонального здоров'я дітей. Дисперсія вегетативних рівнів (рівнів вегетативної рівноваги) в жіночій і чоловічій групах

Таблиця 2

Показники функціонально-екологічної експертизи (за В.Г. Макацем)

Зона (регіон) екологічного контролю	Вегетативний статус, %		
	Зона ПА	Зона ВР	Зона СА
Зона функціональної безпеки – ФБ	15	70	15
Зона підвищеної функціональної уваги – ПФУ	25	50	25
Зона розвитку функціональної напруги – РФН	30	50	20
Зона розвитку функціональної катастрофи – РФК	45	40	15
Зона функціонально-екологічної катастрофи – ФЕК	65	25	10
Зона напруги функціонального захисту – НФЗ	10	25	65

Таблиця 3

Критерії радіаційної характеристики обстежених населених пунктів (2008 р.)

Регіон	Населений пункт	Зона ЧАЕС	$\text{Cs}^{137}$ кБ/м <sup>2</sup>		мЗв/рік за рік			
			ґрунт	молоко	2006	70 років	ЛВЛ	
Р-№8(1)	Журавлівка	4-та	38,0	1,5	0,12	5,9	0,03	+
Р-№8(2)	Кирнасівка	4-та	69,4	1,6	0,21	6,5	0,03	+
Р-№8(3)	Клебань	4-та	49,0	1,2	0,15	7,0	0,04	+
Р-№8(4)	Кришинці	4-та	72,6	1,8	0,22	1,0	0,05	+
Р-№8(5)	Михайлівка	4-та	82,5	1,3	0,24	1,0	0,06	+
Р-№8(6)	Тиманівка	4-та	28,7	1,9	0,10	4,5	0,04	+
Р-№8(7)	Тульчин	4-та	32,9	1,3	0,10	6,5	0,03	+
Р-№8(8)	Холодівка	4-та	55,5	1,6	0,17	10,0	0,06	+

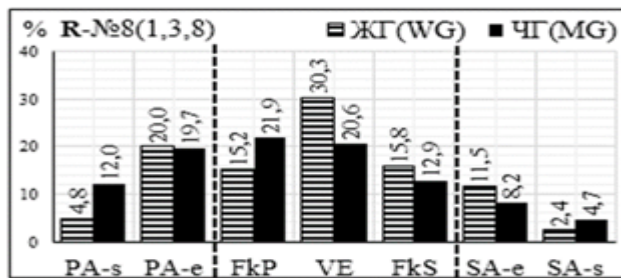
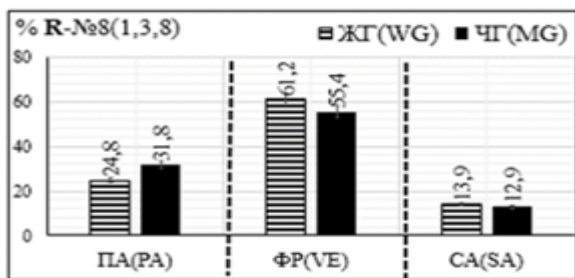


Рис. 1. Критичні вегетативні зони та рівні вегетативної рівноваги дітей, які проживають у с. Журавлівка, с. Клебань та с. Холодівка, 1993 р.

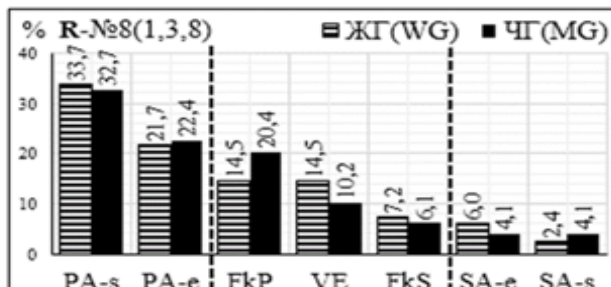
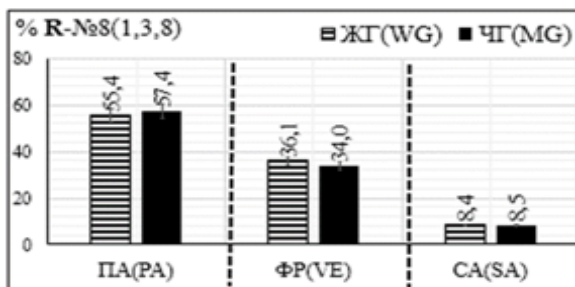


Рис. 2. Критичні вегетативні зони та рівні вегетативної рівноваги дітей, які проживають у с. Журавлівка, с. Клебань та с. Холодівка Тульчинського району, 1995 р.

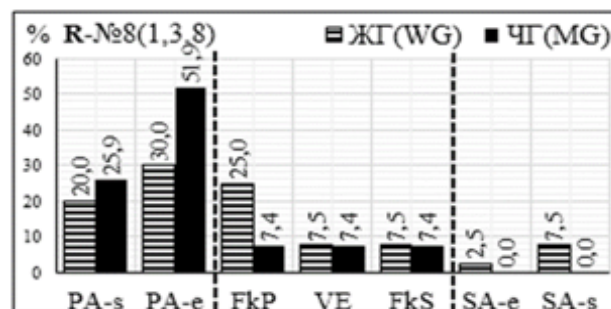
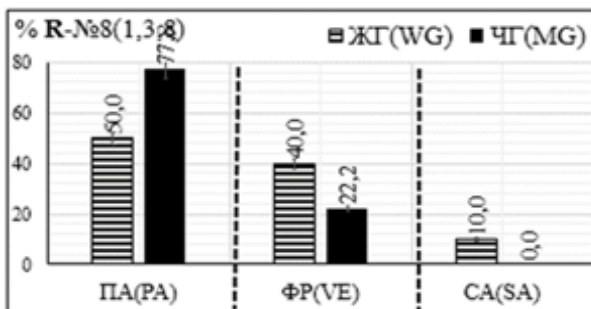


Рис. 3. Критичні вегетативні зони та рівні вегетативної рівноваги дітей, які проживають у с. Журавлівка, с. Клебань та с. Холодівка Тульчинського району, 1996 р.

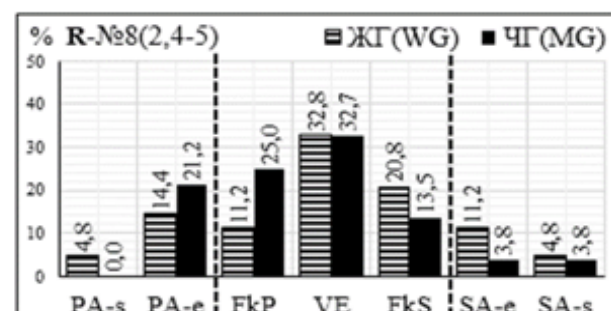
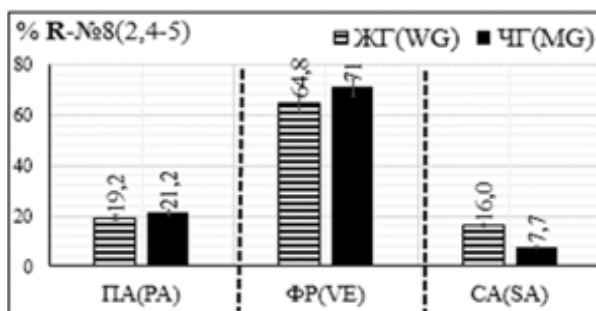


Рис. 4. Критичні вегетативні зони та рівні вегетативної рівноваги дітей, які проживають у с. Курнасівка, с. Крицінці та с. Михайлівка в 1993 р.

мала динамічну ідентичність, але в чоловічій групі спостерігається більш виражене погіршення стану функціонального здоров'я дітей (рис. 1–3).

Спостереження в жіночій і в чоловічій групах у 1993 році вказує на відношення с. Журавлівка, с. Клебань та с. Холодівка Тульчинського району до «зони підвищеної функціональної уваги» (ПФУ).

Спостереження в жіночій і в чоловічій групах у 1995 році вказує на відношення с. Журавлівка, с. Клебань та с. Холодівка Тульчинського району до «зони розвитку функціональної катастрофи» (РФК) (рис. 2).

Спостереження в жіночій і в чоловічій групах у 1996 році вказує на відношення с. Журавлівка,

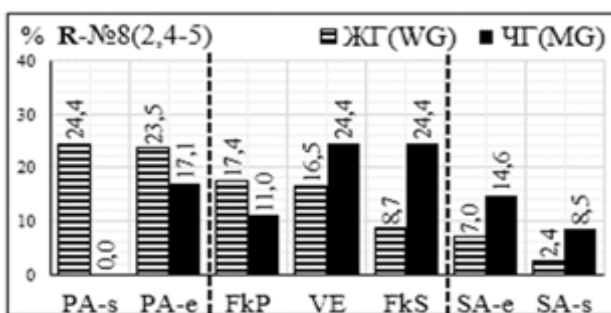
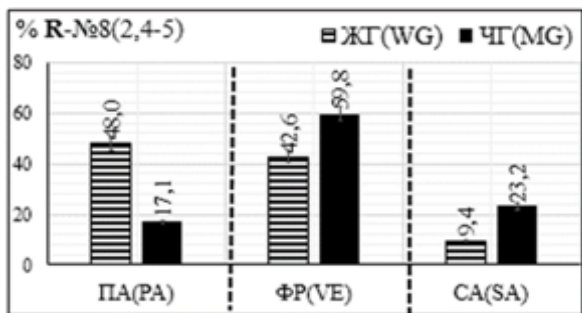


Рис. 5. Критичні вегетативні зони та рівні вегетативної рівноваги дітей, які проживають у с. Киришівка, с. Кришциці та с. Михайлівка в 1995 р.

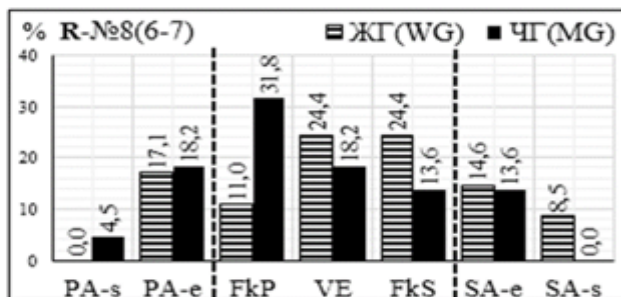
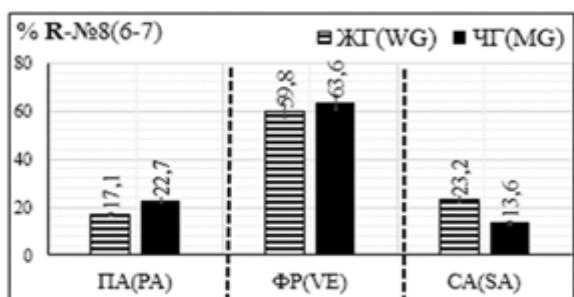


Рис. 6. Критичні вегетативні зони та рівні вегетативної рівноваги дітей, які проживають у с. Тиманівка та м. Тульчин в 1993 р.

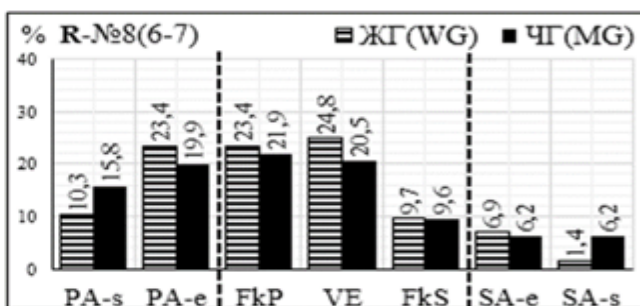
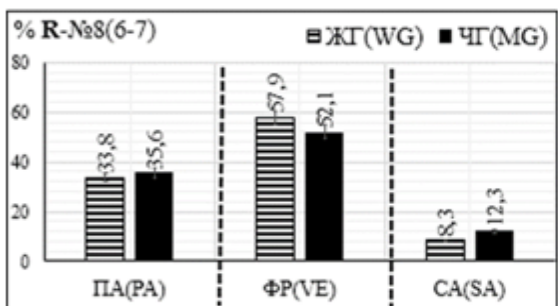


Рис. 7. Критичні вегетативні зони та рівні вегетативної рівноваги дітей, які проживають у с. Тиманівка та м. Тульчин в 1995 р.

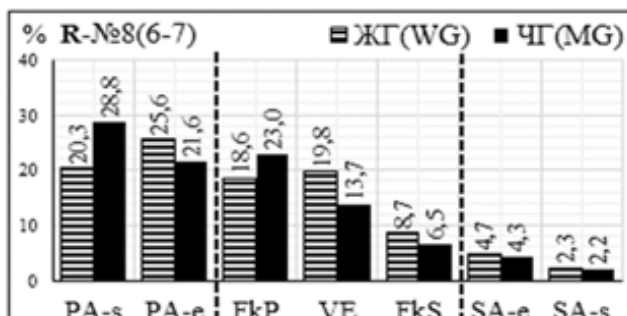
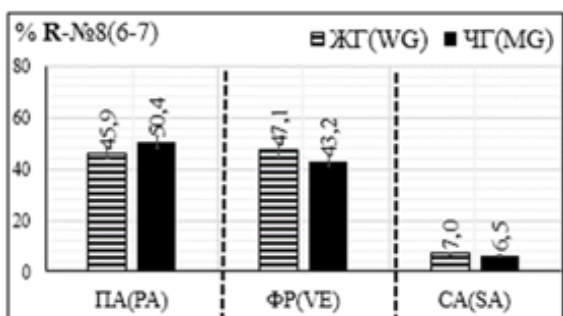


Рис. 8. Критичні вегетативні зони та рівні вегетативної рівноваги дітей, які проживають у с. Тиманівка та м. Тульчин в 1996 р.

с. Клебань та с. Холодівка Тульчинського району до «зони розвитку функціональної катастрофи» (РФК) (рис. 3).

Спостереження 1993, 1995–1996 років виявили зростання парасимпатичної дисперсії вегетативних рівнів, що підтверджує негативний тиск радіа-

ційного забруднення територій на функціональне здоров'я дітей і свідчить про накопичення радіоактивних ізотопів в організмі дітей. Результати ФЕЕ с. Журавлівка, с. Клебань та с. Холодівка збігаються з офіційною дозиметричною паспортизацією цих населених пунктів.

Під час дослідження функціонального здоров'я дитячого населення в с. Кирнасівка, с. Кришинці та с. Михайлівка Тульчинського району ( $Cs^{137}$  в ґрунті 25,7–12,9–27,1  $кБ/м^2$ ) у 1993 році виявили, що дисперсія вегетативних рівнів (рівні вегетативної рівноваги) в жіночій і чоловічій групах дітей мала динамічну ідентичність, але в жіночій групі спостерігається більш виражене погіршення стану функціонального здоров'я дітей (рис. 4–5).

Спостереження в жіночій і в чоловічій групах у 1993 році вказує на відношення с. Кирнасівка, с. Кришинці та с. Михайлівка Тульчинського району до «зони підвищеної функціональної уваги» (ПФУ).

Спостереження в жіночій і в чоловічій групах у 1995 році вказує на відношення с. Кирнасівка, с. Кришинці та с. Михайлівка Тульчинського району до «зони розвитку функціональної катастрофи» (РФК) в жіночій групі та до «зони підвищеної функціональної уваги» (ПФУ).

Спостереження 1993 та 1995 років виявили зростання парасимпатичної дисперсії вегетативних рівнів, що підтверджує негативний тиск радіаційного забруднення територій на функціональне здоров'я дітей і свідчить про накопичення радіоактивних ізотопів в організмі дітей. Результати ФЕЕ с. Кирнасівка, с. Кришинці та с. Михайлівка збігаються з офіційною дозиметричною паспортизацією цих населених пунктів.

Під час дослідження функціонального здоров'я дитячого населення в с. Тиманівка та м. Тульчин Тульчинського району ( $Cs^{137}$  у ґрунті 28,7–32,9  $кБ/м^2$ ) виявили, що дисперсія вегетативних рівнів (рівні вегетативної рівноваги) в жіночій і чоловічій групах дітей мала динамічну ідентичність, але в чоловічій групі спостерігалось незначне погіршення стану функціонального здоров'я дітей (рис. 6–8).

Спостереження в жіночій і в чоловічій групах в 1993 році вказує на відношення с. Тиманівка

та м. Тульчин Тульчинського району до «зони функціональної безпеки» (ФБ).

Спостереження в жіночій і в чоловічій групах в 1995 році вказує на відношення с. Тиманівка та м. Тульчин Тульчинського району до «зони розвитку функціональної напруги» (РФН).

Спостереження в жіночій і в чоловічій групах в 1996 році вказує на відношення с. Тиманівка та м. Тульчин Тульчинського району до «зони розвитку функціональної катастрофи» (РФК).

Спостереження 1993, 1995–1996 років виявили зростання парасимпатичної дисперсії вегетативних рівнів, що підтверджує негативний тиск радіаційного забруднення територій на функціональне здоров'я дітей і свідчить про накопичення радіоактивних ізотопів в організмі дітей. Результати ФЕЕ с. Тиманівка та м. Тульчин Тульчинського району збігаються з офіційною дозиметричною паспортизацією цих населених пунктів.

**Головні висновки.** 1. Функціонально-вегетативне здоров'я дітей екологічно залежне, є біоіндикатором і лежить в основі функціонально-екологічної експертизи (ФЕЕ) регіонів радіаційного контролю.

2. Показники функціонально-вегетативного здоров'я дитячого населення є найбільш чутливими біоіндикаторами радіаційного (екологічного) забруднення й вимагають оперативного впровадження заходів збереження генофонду України.

3. Функціонально-вегетативне здоров'я дітей обстежених населених пунктів Тульчинського району збігаються з офіційною дозиметричною паспортизацією населених пунктів.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Моніторинг вегетативного здоров'я дітей має стати основою сучасної функціональної диспансеризації дитячого населення й доповнювати державну дозиметричну й тиреодозиметричну паспортизацію населених пунктів.

### Література

1. Григорьев А., Григорьев К. Роль неблагоприятных факторов окружающей среды в формировании нарушений адаптации у детей и подростков. *Медицинская сестра*. 2018. № 7 С. 32–38. DOI: <https://doi.org/10.29296/25879979-2018-07-07>.
2. Интегральная оценка работоспособности при умственном и физическом труде / под ред. Е.А. Деревянко. Москва : Экономика, 1990. 109 с.
3. Єрмішев О., Петрук Р., Овчинникова Ю., Костюк В. Функціональне здоров'я дітей як екологічний біоіндикатор України (Вінницька, Львівська, Чернігівська області / за ред. професора В.Г. Макаца. Вінниця: «Наукова ініціатива», 2017. 226 с.
4. Константинова Е., Маслакова Т., Шалаумова Ю., Варакин А, Живодеров А. Радиоактивное загрязнение территории и адаптационная реакция организма человека. *Экология человека*. 2019. № 2. С. 4–11. DOI: 10.33396/1728-0869-2019-2-4-11.
5. Макац В., Нагайчук В., Макац С., Єрмішев О. Невідома китайська голкотерапія (проблеми вегетативного патогенезу). Том IV. Вінниця, 2017. 286 с.
6. Макац В., Макац С., Макац Д., Макац Д. Основи функціональної вегетології (Невідома китайська голкотерапія). Том V. Вінниця, 2018. 152 с.
7. Макац В., Курик М., Петрук В., Нагайчук В., Єрмішев О. Основи функціонально-екологічної експертизи (невідома вегетологія). Том VI. Вінниця, 2018. 128 с.
8. Радиологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів) / МНС України у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. Київ, 2008. 49 с.
9. Jänig W. Integrative Action of the Autonomic Nervous System. *Neurobiology of Homeostasis*. Cambridge University Press; 2008, 636.
10. Parashar R., Amir M., Pakhare A., Rathi P. Age Related Changes in Autonomic Functions. *Journal of Clinical and Diagnostic Research*. 2016; № 10(3), P. 11–13. DOI: 10.7860/JCDR/2016/16889.7497.

## ЕКОЛОГО-ГЕОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ ҐРУНТОВОГО ПОКРИВУ ТЕРИТОРІЇ ІВАНО-ФРАНКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Касіянчук Д.В.

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу  
вул. Карпатська, 15, 76019, м. Івано-Франківськ  
[dima\\_kasiyanchuk@ukr.net](mailto:dima_kasiyanchuk@ukr.net)

У статті розглянуто важливу проблему оцінки еколого-геологічного стану ґрунтів на території Івано-Франківської області. Виконано аналіз ґрунтового покриву з використанням сучасних геоінформаційних технологій. З метою належного та всебічного дослідження стану ґрунтового покриву в сучасних умовах запропоновано комплексний підхід з оцінки стану ґрунтів на основі просторового поширення екзогенних геологічних процесів (ЕГП) як складник геологічного ризику, де фактор типу ґрунту є чи не найбільш визначальним, та об'єктів промисловості й інфраструктури як екологічного складника розрахунку ризику. Для оцінки ризиків, які можуть нести негативний вплив на стан ґрунтів, досліджено фактори розвитку та активізації небезпечних ЕГП, наявність інфраструктурних об'єктів, великих техногенних забруднювачів. Створено базу даних у вигляді векторизованих картографічних шарів за типами ґрунту, найбільших забруднювачів (промислові об'єкти, звалища відходів), дорожньої мережі та мережі населених пунктів, родючості та еродованості ґрунтів, яка містить атрибутивну інформацію, необхідну для створення просторових запитів, з метою подальшого вибору інформації для окремого його типу. Кількісною характеристикою, яка визначає зв'язок ґрунтового покриву з ЕГП, населеними пунктами, дорожньою мережею, є коефіцієнт контрастності  $R_p$ , який має фізичний зміст коефіцієнта ураженості території. Отже, було вперше систематизовано та проаналізовано, з розрахунком показників ураженості ЕГП (зсуви, селі, карсти), об'єкти інфраструктури та промислових зон, еродованість і родючість у балах, відповідно до їхньої класифікації, стан ґрунтового покриву, що дає змогу оцінити зони ризику з найбільш несприятливими умовами для ведення сільського господарства та будівництва загалом. *Ключові слова:* ґрунти, екзогенні геологічні процеси, геоінформаційний аналіз, ураженість, еколого-геологічна оцінка, ризик.

**The environmental-geological assessment of the soil covers condition of the territory of Ivano-Frankivsk region. Kasiyanchuk D.**

The article deals with the important problem of estimation of ecological-geological condition of soils in the territory of Ivano-Frankivsk region. An analysis of the soil cover using modern geoinformational technologies was performed. In order to properly and comprehensively analyzing the soil condition in modern time, an overall approach has been performed, with the estimation of soil condition based on the spatial distribution of exogenous geological processes (EGP) as a component of geological risk, where the soil type factor is almost the most decisive, and industrial complex and infrastructure as an environmental component of risk calculation. To assess the risks that may have a negative impact on soil conditions, the factors of development and activation of dangerous EGP, the presence of infrastructure facilities, large man-made pollutants have been investigated. Database created in the form of vectorized mapping layers by soil types, major pollutants (industrial sites, waste dumps), road and settlements network, fertility and soil erosion, which contains the attribute information needed to create spatial queries for further selection information for its individual type. The quantitative characteristic that determines the connection of the soil cover with the EGP, the settlements, the road network is the contrast factor  $R_p$ , which has the physical content of the area affected. Thus, for the first time systematic and analyzed, with the calculation of the indexes of EGP (landslides, mudflows, karsts), the impact of infrastructure and industrial zones, erosion and fertility in points according to their classification, the state of the soil cover, which allows to assess risk areas in the most unfavorable conditions for agriculture and construction in general. *Key words:* soils, exogenous geological processes, geoinformational analysis, vulnerability, ecological-geological assessment, risk.

**Постановка проблеми.** Найбільшою проблемою для ґрунтового покриву на території Івано-Франківської області є поширення таких небезпечних екзогенних геологічних процесів, як зсуви, карсти та селі. Формування екзогенних геологічних процесів в області, а особливо в її гірських районах, набуває дедалі більшої загрози. Зміни, що відбуваються у приповерхневих шарах, особливо товщі ґрунтового покриву, негативно впливають на рельєф місцевості. Ці зміни надалі сприяють новій активізації зсувних процесів зі ще більш загрозливими наслідками, особливо для інфраструктурних об'єктів. При цьому не менш загрозливою є ситуація з наявністю забруднювачів, які через токсичні викиди роблять ґрунти малоприсадними до використання.

Підстилаюча поверхня Землі є неоднорідною і складається з морфоскульптур, які вкривають ґрунти або корінні породи, що виходять на денну поверхню. Приземний мікроклімат є дуже важливий із погляду вивчення статистичних залежностей впливу того чи іншого фактора на розвиток зсувних гравітаційних процесів загалом для невеликих регіонів. Температурний режим при цьому визначає основні мікрокліматичні особливості. Ураховуючи той факт, що ґрунти нагріваються й охолоджуються швидше, то й конвекційні потоки над ними є більш визначальними для нагріву приземного шару, а як наслідок, і особливих умов розвитку зсувних процесів і поширення забруднюючих речовин від джерел викидів.



**Актуальність дослідження.** З огляду на значну деградацію ґрунтів у світі та Україні зокрема є значна потреба в комплексній оцінці їхнього стану.

Територія області у морфологічному плані складна, зі значним відсотком заліснення. Це сприяє тому, що ті площі земель, які є доступні, особливо на рівнинних територіях, мають бути проаналізовані на предмет потенційних змін під впливом різних геологічних і техногенних факторів.

На території дослідження є значна кількість промислових об'єктів, що негативно впливає на стан і якість ґрунтів через: атмосферу – випадання дощів, окислених викидами забруднюючих речовин, осідання твердодисперсних речовин через дію вітрової ерозії шлаковідвалів; і гідросферу – забруднення поверхневих, ґрунтових вод, вод підземних водоносних горизонтів, що можуть бути використані для зрошування земель під час ведення сільського господарства чи приватної діяльності з подальшим потраплянням оборотних вод без очистки на поверхню.

Дослідження ґрунтового покриву з погляду вивчення його окремого типу як зони потенційного ризику є науковим продовженням досліджень автора у вивченні способів і методик оцінки просторових ризиків розвитку та активізації ЕГП з використанням геоінформаційних систем (далі – ГИС), для різних територій і завдань, у рамках держбюджетної теми «Дослідження геологічного середовища в зонах розвитку небезпечних процесів із використанням геоінформаційних технологій із метою запобігання надзвичайним ситуаціям» (К 24/2018 РК 0119U002233).

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Дослідження взаємозв'язку між активізацією та розвитком ЕГП і типом ґрунтового покриву є досить проблемним, оскільки інформаційні звіти щодо їхнього розвитку містять лише дані про морфометричні характеристики, рідше про характер ґрунтів, де відбулася надзвичайна ситуація.

В Україні найбільш повно та обґрунтовано про ймовірний вплив верхніх шарів рельєфу на можливість активізації ЕГП описано в праці [1]. Авторами надаються передумови для подальшого вивчення цього фактора як одного з визначальних із погляду розрахунку ймовірних об'ємів і мас порід, що перемістилися під дією гравітації, залежно від визначального фактора для зсуву, карсту чи селю.

Д.В. Касіячук у праці [2] вперше здійснив аналіз розвитку зсувних процесів у межах окремих типів ґрунту. Зазначено, що розвиток зсувних процесів, особливо у межах дерново-слабопідзолистих глейових піщаних та глинисто-піщаних ґрунтах і дерново-буроземних оглеєних ґрунтах, потребує пошуку нових підходів до моделювання агроландшафтів із використанням геоінформаційних систем для захисту навколишнього природного середовища та збалансованого природокористування.

У роботі [3] звернено увагу на те, що різні характеристики ґрунту, такі як глибина, структура поверхні та глибини, здатність до ерозії, фільтраційні харак-

теристики, кам'янистість тощо, відіграють значну роль у спричиненні зсуву. Авторами запропоновано складний показник, який розраховується через значення стійкості ґрунту шляхом узагальнення ваг, присвоєних різним його параметрам.

Європейська комісія спільно з Об'єднаним науково-дослідним центром Інституту довкілля та сталого розвитку опублікувала інформацію про стан ґрунтів на теренах Європи [4]. Авторами звіту проаналізовано всі можливі ризики на негативні наслідки, які впливають на стан ґрунтового покриву та його якість загалом, і зазначено необхідність всебічного дослідження стану ґрунтів і від впливу небезпечних ЕГП, і від викидів підприємств тощо.

Дослідження ґрунтового покриву потребує використання низки можливостей програмних ГИС. Необхідно дослідити теоретичні аспекти впливу негативних факторів на стан ґрунтового покриву, провести аналіз впливу небезпечних об'єктів на стан ґрунтів, виконати геоінформаційний аналіз та оцінку на основі параметра ураженості певної ґрунтової зони.

**Мета досліджень** – еколого-геологічна оцінка стану ґрунтів Івано-Франківської області та їхніх основних ризиків на основі геоінформаційного аналізу.

Основною науковою новизною є те, що вперше буде розглядатися комплексний показник із метою оцінки еколого-геологічного стану ґрунтового покриву як метод оцінки ризиків деградації ґрунтів, їхньої неможливості використання в майбутньому.

**Матеріали і методи досліджень.** Ґрунтовий покрив Івано-Франківської області дуже різноманітний. Найбільш поширеними ґрунтами відповідно до природного районування в лісостеповій зоні є опідзолені ґрунти та чорноземи. У передгір'ях Карпат переважають дерново-підзолисті і дернові. У межах гористої місцевості, в Карпатах, виділяється група гірських ґрунтів – бурі гірсько-лісові, дерново-бурі, з переважанням ґрунтів з вмістом гравію. У ґрунтовому покриві регіону значну частину займають чорноземи, лугові, лучно-болотні та болотні ґрунти; вони спостерігаються в окремих секціях і масивах у всіх ґрунтово-кліматичних зонах.

Дані про типи ґрунтів, еродованість, родючість отримано за даними дистанційного зондування Землі [5] у вигляді інтерактивної карти.

Для аналізу факторів, що можуть впливати на стан ґрунтового покриву, проаналізовано інформацію щодо поширення екзогенних геологічних процесів [6], стану забруднення ґрунтів у межах Івано-Франківської області [7]. На території Івано-Франківської області вибрано підприємства, для яких викиди в атмосферу сягають понад 100 т у рік і скиди через об'ємні накопичення у вигляді золи, шлаку, побутових відходів – понад 200 тис. т.

На рисунку 1 представлено карту ґрунтів із поширенням ЕГП та техногенним навантаженням (дорожня мережа, населені пункти, основні промислові забруднювачі), на рисунку 2 – карти еродованості та родючості.

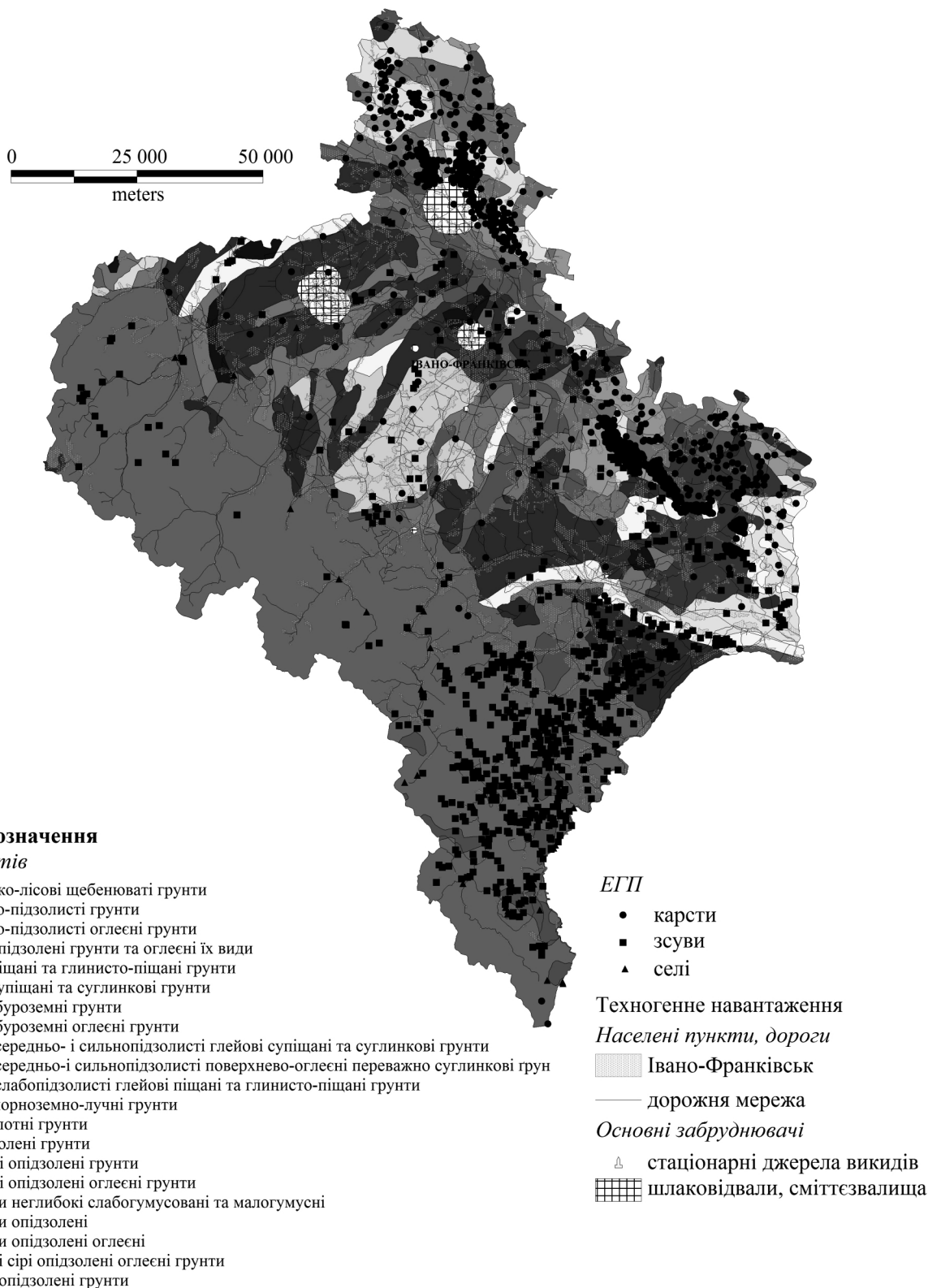


Рис. 1. Карта ґрунтів із розташуванням ЕГП і техногенного навантаження на території Івано-Франківської області

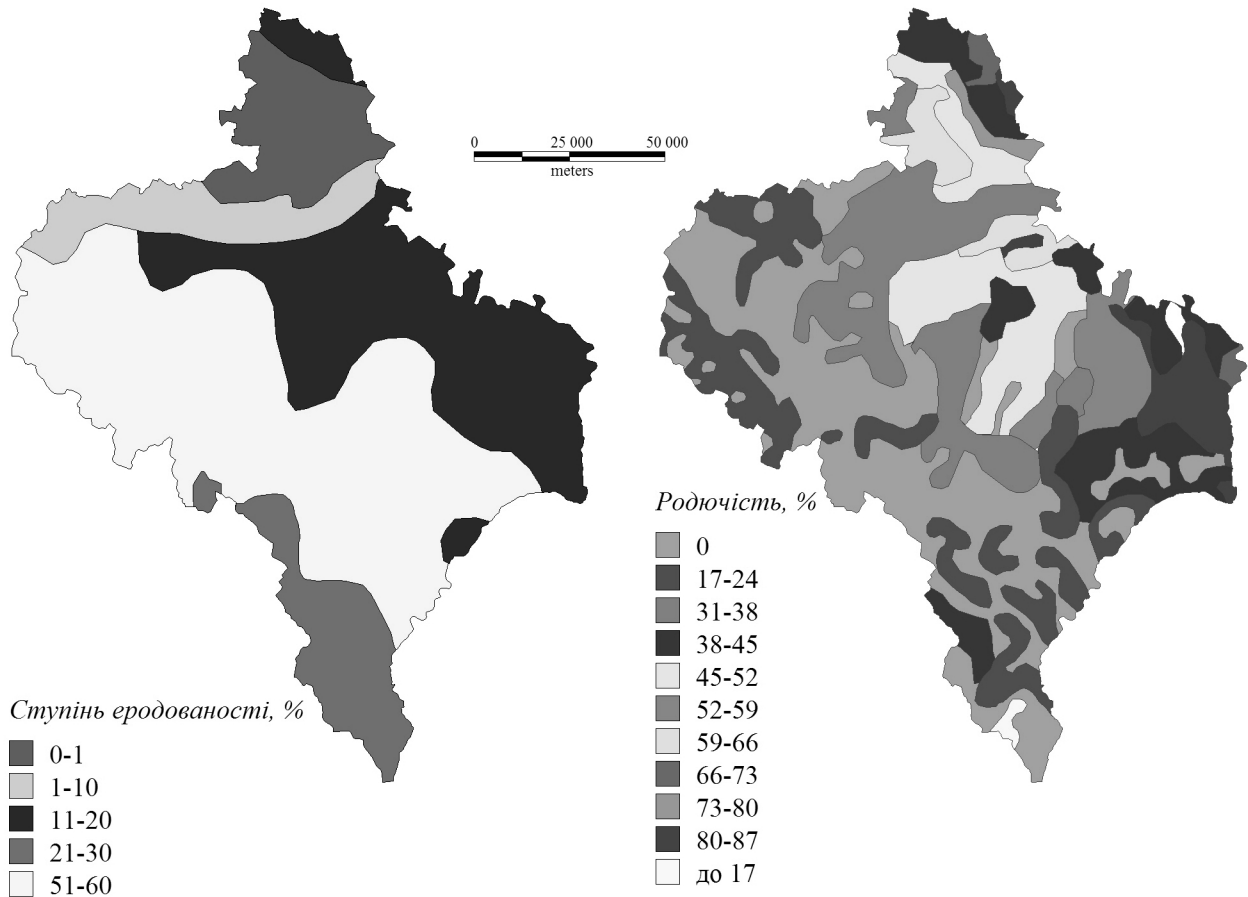


Рис. 2. Карти еродованості та родючості ґрунтів Івано-Франківської області

Методика досліджень:

- 1) формування картографічних шарів;
- 2) наповнення бази атрибутивною інформацією для кожного векторного об'єкта;
- 3) вибір параметрів розрахунку та створення просторових запитів для оцінки ураженості території;
- 4) вибір способів інтерпретації результатів;
- 5) розрахунок кількісної характеристики, яка визначає зв'язок типу ґрунтів з ЕГП, населеними пунктами, дорожньою мережею, такою характеристикою є коефіцієнт контрастності  $R_i$ , який має фізичний зміст коефіцієнта ураженості території та визначається формулою [8]:

$$R_i = \sum_{i=1}^n \frac{N_{i \rightarrow n} / \sum N}{S_{i \rightarrow n} / \sum S}, \quad (1)$$

де  $N_i$  – кількість зареєстрованих проявів ЕГП, довжин дорожньої мережі, площ населених пунктів у межах деякої зони (району);  $\sum N$  – загальна кількість зареєстрованих проявів ЕГП, довжин дорожньої мережі, площ населених пунктів у регіоні;  $S_i$  – площа деякої зони ґрунтового покриття (району);  $\sum S_i$  – загальна площа території всього ґрунтового покриття регіону,  $n$  – кількість факторів, узятих для розрахунку ураженості  $i$ -ої зони ґрунту.

- 6) розрахунок загальної оцінки: до значень  $R_i$  додавалися оцінки еродованості та родючості в балах відповідно до їхньої класифікації.

Геоінформаційний аналіз та основні результати. ГІС є динамічною системою та дає змогу з використанням даних картографічного шару чи їхніх наборів виконувати низку аналітичних і просторових розрахунків, що дають змогу аналізувати та моделювати необхідну інформацію.

На першому етапі досліджень проведено аналіз, яким чином ті чи інші екзогенні геологічні процеси впливають на стан ґрунтів. Важливість цього питання полягає і у вивченні тих типів ґрунту, які виділяються як особливо уразливі з погляду ймовірності розвитку та активізації ЕГП. Для просторового аналізу обрано 763 ділянки розвитку зсувопроявів, 36 селевих осередків і 2169 зон карсту. У середньому це 1 зсув на 20 кв. км, 1 сель на 400 кв. км і 3 карстопрояви на 20 кв. км або ж один ЕГП на 5 кв. км. Безперечно, така щільність у складовій з незначною кількістю площ земель, що можливо обробляти, потребує чіткого аналізу поширення зон розвитку небезпечних ЕГП задля збереження потенціалу розвитку с/г діяльності та якості земель загалом.

Бурі гірсько-лісові щебенюваті ґрунти найбільше уражені зсувами та селями. 60% серед зсувних діля-

Код	Тип ґрунту	Назва ґрунтового покриву	Ураженість						Еродо-ваність, бали	Родю-чість, бали	Загальна оцінка
			зсувами	селями	карстом	нас.п.	дорогами	забрудно-вачами			
1	Болотні ґрунти, торфовища	Лучно-болотні ґрунти	0,424	0,000	2,536	1,223	1,375	13,682	1	5	25
4	Бурі гірсько-лісові ґрунти	Бурі гірсько-лісові щебенюваті ґрунти	1,504	1,678	0,010	0,557	0,646	0,016	2	8	14
10	Буроземно-підзолисті ґрунти	Буроземно-підзолисті ґрунти	0,382	0,000	0,090	1,782	1,407	0,014	3	7	13
11		Буроземно-підзолисті оглеєні ґрунти	3,212	0,000	0,047	0,000	1,091	0,000	4	8	15
13	Дернові ґрунти	Дернові опідзолені ґрунти та оглеєні їх види	0,260	0,394	0,039	1,500	1,558	1,654	2	6	14
14		Дернові піщані та глинисто-піщані ґрунти	1,590	0,887	0,339	1,542	1,193	0,027	2	6	14
12		Дернові супіщані та суглинкові ґрунти	0,000	0,000	0,000	0,405	0,545	0,000	1	8	9
2	Дерново-буроземні ґрунти	Дерново-буроземні оглеєні ґрунти	3,407	8,842	0,000	0,680	0,757	0,000	4	8	25
3		Дерново-буроземні ґрунти	0,000	0,000	0,000	1,679	1,276	0,000	6	8	17
5	Дерново-підзолисті ґрунти	Дерново-слабопідзолисті глейові піщані та глинисто-піщані ґрунти	2,809	0,000	0,000	0,318	0,000	12,110	2	4	21
7		Дерново-середньо-і сильнопідзолисті поверхнево-оглеєні переважно суглинкові ґрунти	0,600	0,759	0,069	1,486	1,313	2,345	2	6	14
6		Дерново-середньо-і сильнопідзолисті глейові супіщані та суглинкові ґрунти	0,000	0,000	0,044	1,622	1,675	6,749	3	6	19
8	Лучні ґрунти	Лучні та чорноземно-лучні ґрунти	0,523	0,000	0,092	1,431	1,190	2,124	2	5	13
21	Опідзолені ґрунти	Чорноземи опідзолені	0,531	0,000	6,992	1,235	1,146	0,335	2	4	17
19		Сірі опідзолені ґрунти	0,000	0,000	0,987	0,310	0,505	0,000	1	4	7
18		Ясно-сірі опідзолені ґрунти	1,098	0,000	0,594	1,125	1,067	0,000	1	5	10
20		Темно-сірі опідзолені ґрунти	0,124	0,000	2,996	0,989	1,067	3,980	2	5	16
16		Чорноземи опідзолені оглеєні	0,907	0,000	2,394	0,912	1,152	0,000	4	5	14
15		Ясно-сірі і сірі опідзолені оглеєні ґрунти	0,000	0,000	0,667	0,870	1,172	0,000	2	6	11
17	Темно-сірі опідзолені оглеєні ґрунти	0,458	0,000	10,906	1,075	0,915	0,000	3	6	22	
9	Чорноземи	Чорноземи неглибокі слабогумусовані та малогумусні	0,769	0,000	2,703	0,922	1,320	0,000	2	4	11

Рис. 3. Результати аналізу стану ґрунтів та їхньої оцінки

нок та 67% селєвих осередків від їхньої кількості розміщені в зоні поширення гірсько-лісових щебенюватих ґрунтів. Це переважно пояснюється складним рельєфом, де поширені всі типи дерново-буроземних ґрунтів. Явища мають дуже небезпечний характер, захоплюють значну частину мас ґрунту, а у верхів'ї гірські породи знищують об'єкти інфраструктури. Карстом уражені чорноземи опідзолені – 36% та темно-сірі опідзолені оглеєні ґрунти – 28% від загальної кількості, через наявність карбонатних порід під ґрунтовым покривом.

Структура дорожньої мережі в сукупності з мережею міст теж має значний вплив на стан ґрунтів та їхню оцінку загалом. Середня ураженість ґрунтового покриву населеними пунктами становить 14%, а дорожньою мережею на 1 кв. км – 0,42 км доріг. Дерново-середньо- і сильнопідзолисті поверхнево-оглеєні, переважно суглинкові ґрунти та бурі гірсько-лісові щебенюваті ґрунти найбільше помержені інфраструктурними об'єктами.

Оцінку еколого-геологічного стану ґрунтів слід виконувати і з урахуванням зон ураження діяль-

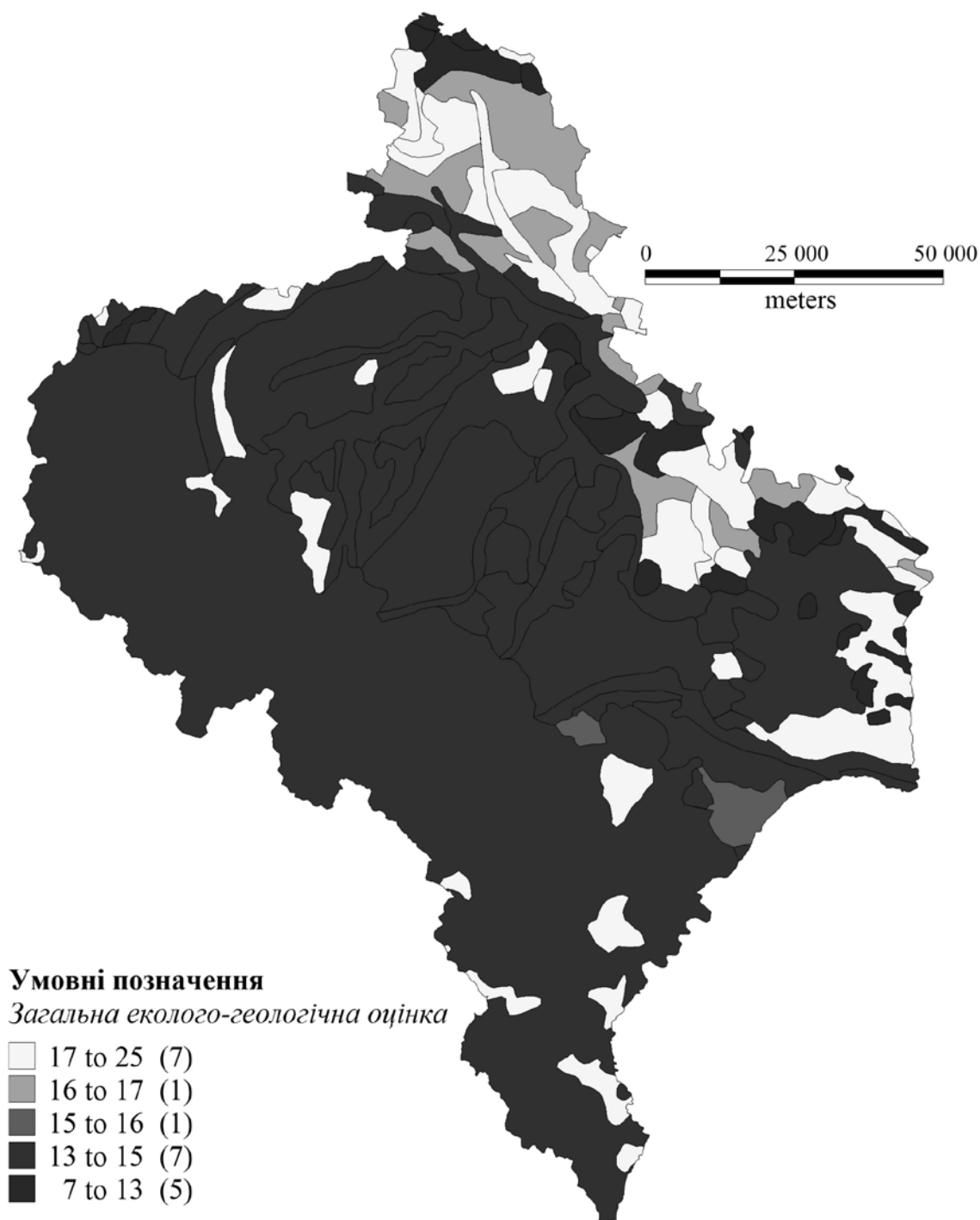


Рис. 4. Карта еколого-геологічної оцінки стану ґрунтів Івано-Франківської області

ністю підприємств. Проаналізовано інформацію про діяльність чотирнадцяти найбільших об'єктів техногенного навантаження на ґрунтовий покрив. Серед них – об'єкти теплоенергетики, хімічної промисловості, сміттєзвалища, золівдвали, розсоли.

З метою оцінювання зони забруднення навколо техногенних об'єктів побудовано буферні зони, що відображають зону впливу джерела викиду чи скиду у вигляді околу санітарно-захисної зони (СЗЗ) навколо підприємства. Опрацьовано 4 об'єкти

з 1 класом небезпеки і 10 – з 4 класом СЗЗ, а також виконано аналіз зі збільшенням розмірів буферних зон, в основному для першого класу СЗЗ, на основі нових проектних даних та інформації щодо зони ураження через проведені хімічні дослідження.

Найбільше піддають негативному впливу через дію техногенних об'єктів лучно-болотні ґрунти, дерново-слабопідзолисті глейові піщані та глинисто-піщані ґрунти з ураженістю 22,3 і 19,7% площі покриву відповідно.

На основі просторових запитів виконано аналіз якісних характеристик ґрунтів – родючості та загальної еродованості.

Для розрахунку загальної оцінки значення ураженостей додавалися до оцінок еродованості та родючості в балах відповідно до класифікації. При цьому значення еродованості під час зростання коефіцієнта зростав бал, а для родючості навпаки – родючість спадала, а бал знижувався. На рисунку 3 представлено результати аналізу на основі розрахунків ураженості таксонів ґрунту.

На рисунку 4 представлено загальну карту, яка характеризує стан ґрунтів на основі ГІС аналізу.

Ґрунти в межах області мають різні оцінки, що пояснюється нерівномірним навантаженням на їхній якісний стан. Як видно з карти, загальна оцінка змінюється від 7 до 25. Оцінка є фізичним змістом впливу факторів на стан ґрунтів. Лучно-болотні ґрунти, дерново-буроземні оглеєні ґрунти, темно-сірі опідзолені оглеєні ґрунти – найбільш піддані негативним факторам і потребують подальшого вивчення.

Потреба у вивченні та оцінці ґрунтів постає все чіткіше та окреслює комплекс робіт із вивчення факторів, що можуть мати вплив на їхній загальний стан. Можливості сучасних ГІС дають змогу швидко реагувати на такі потреби. Тому основним із напрямів подальших досліджень є побудова імітаційних

моделей стану ґрунтів з урахуванням динамічності факторів і змін клімату.

Оцінюючи ґрунти Івано-Франківської області, слід зазначити таке:

1) можливості використання ґрунтів обмежено рельєфом території;

2) низька родючість і значна еродованість ґрунтів потребують пошуку методів раціонального ведення с/г виробництва;

3) основною небезпекою для найбільш продуктивних типів ґрунтів в області є карстопровальні явища, що потребують ретельних досліджень із метою запобігання їхній активізації;

4) для запобігання негативним наслідкам від розвитку зсувів і селів необхідно контролювати вирубку лісів як фактор зменшення ерозійності верхніх шарів ґрунту в гірських районах;

5) розсоли Домбровського кар'єру, золівдвали Бурштинської ТЕС та інших промислових підприємств призводять до забруднення навколишніх територій, які використовуються для отримання с/г продукції і потребують жорсткішого контролю за дотриманням екологічних вимог до викидів і складування відходів;

6) одним із основних елементів, які необхідно врахувати надалі, є вивчення зміни фізико-хімічних властивостей ґрунтів у поєднанні з факторами, які проаналізовано вище.

### Література

1. Кузьменко Е.Д., Блінов П.В., Вдовина О.П. та ін. Прогнозування зсувів : монографія / за ред. Е.Д. Кузьменка. Івано-Франківськ : ІФНТУНГ, 2016, 601 с.
2. Касіячук Д.В. Геоінформаційний аналіз впливу екзогенних геологічних процесів на стійкість агроландшафтів у Івано-Франківській області. *Збалансоване природокористування: традиції, перспективи та інновації* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф., м. Київ, 3 грудня 2019 р. Київ : ДІА, 2019. С. 52–54.
3. Sharma L. & Patel, Nilanchal & Debnath P. & Ghose M. Assessing landslide vulnerability from soil characteristics – a GIS-based analysis. *Arabian Journal of Geosciences*. 2010. № 5. P. 1–8. DOI: 10.1007/s12517-010-0272-5.
4. European Commission. Risk Assessment Methodologies of Soil Threats in Europe. URL: [https://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB\\_Archive/eusoils\\_docs/other/EUR24097.pdf](https://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/other/EUR24097.pdf) (дата звернення: 20.03.2020).
5. Інтерактивна карта ґрунтів України. URL: <https://superagronom.com/karty/karta-gruntiv-ukrainy> (дата звернення: 20.09.2019).
6. Інформаційний щорічник щодо активізації небезпечних екзогенних геологічних процесів на території України за даними моніторингу ЕГП. Київ : ДНВП «Геоінформ Україна», 2019. 111 с.
7. Екологічний паспорт Івано-Франківської області за 2018 р. URL: [http://www.if.gov.ua/files/uploads/%D0%95%D0%9A%D0%9E%D0%9B%D0%9E%D0%93%D0%86%D0%A7%D0%9D%D0%98%D0%99\\_%D0%9F%D0%90%D0%A1%D0%9F%D0%9E%D0%A0%D0%A2\\_2018%20\(2\)\\_compressed.pdf](http://www.if.gov.ua/files/uploads/%D0%95%D0%9A%D0%9E%D0%9B%D0%9E%D0%93%D0%86%D0%A7%D0%9D%D0%98%D0%99_%D0%9F%D0%90%D0%A1%D0%9F%D0%9E%D0%A0%D0%A2_2018%20(2)_compressed.pdf) (дата звернення: 20.01.2020).
8. Касіячук Д.В., Кузьменко Е.Д. Розрахунок еколого-геологічних ризиків зсувної небезпеки. *Східноєвропейський журнал передових технологій*. 2016. Т. 1. № 10 (79). С. 18–25. DOI: 10.15587/1729-4061.2016.59687.

## ОЦІНКА ЖИТТЄВОГО ЦИКЛУ НАНОМАТЕРІАЛІВ ТА ЇХНІЙ ВПЛИВ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

Кеуш Л.Г.<sup>1</sup>, Коверя А.С.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Національна металургійна академія України  
пр. Гагаріна, 4, 49600, м. Дніпро  
linakeush@gmail.com;

<sup>2</sup>Національний технічний університет «Дніпровська політехніка»  
пр. Дмитра Яворницького, 19, 49027, м. Дніпро  
koveriaA@nmu.org.ua

Галузі застосування нанотехнологій і наноматеріалів досить широкі: хімія, медицина, біологія, електроніка, оптика, сільське господарство, металургія та інші. Наноматеріали входять до складу різних продуктів і систем, що використовуються в повсякденному житті. Специфічні фізико-хімічні властивості, порівняно з широкомасштабним застосуванням, призводять до збільшення впливу наноматеріалів на навколишнє середовище та живі організми.

Питання екологічної безпеки і впливу наноматеріалів на живі організми та навколишнє середовище дуже складні і ще до кінця не вивчені. Тому важливим для суспільства є розуміння впливу і поводження з наноматеріалами, а для України одним із головних питань сьогодення є розроблення та впровадження нормативних документів, що дасть змогу зменшити негативний вплив нанотехнології та розширити культуру поводження з наноматеріалами.

Оцінка життєвого циклу наноматеріалів і продуктів, що містять наноматеріали, відіграє важливу роль в управлінні ризиками, а також надає інформацію та оцінку викидів на кожному етапі життєвого циклу продуктів. Потенційний негативний вплив залежить від можливих викидів наночастинок під час життєвого циклу нанопродуктів, їхньої екологічної поведінки і потенційного ефекту під час потрапляння в живі організми. Проте кількісне вимірювання концентрацій наноматеріалів у реалістичних умовах є дуже складним, дорогим і трудомістким.

У роботі досліджено життєвий цикл наноматеріалів за кожним із чотирьох основних етапів: мета і сфера визначення; інвентаризаційний аналіз життєвого циклу; оцінка впливу життєвого циклу та інтерпретація. Окрім того, проаналізовано вплив наноматеріалів на важливі екологічні проблеми, виконано оцінку ризиків і розглянуто питання біоаккумуляції наноматеріалів. *Ключові слова:* наноматеріали, навколишнє середовище, оцінка життєвого циклу, викиди, біоаккумуляція.

### **Life cycle assessment of nanomaterials and their impact on the environment. Kieush L., Koveria A.**

Applications of nanotechnologies and nanomaterials are quite wide, namely chemistry, medicine, biology, electronics, optics, agriculture, metallurgy, etc. Nanomaterials are part of the various products and systems used in everyday life. Specific physical and chemical properties, compared to widespread application, lead to an increase in the impact of nanomaterials on the environment and living organisms.

The issues of environmental safety and the impact of nanomaterials on living organisms and the environment are very complex and have not been fully understood. Therefore, it is important for society to understand the impact and handling of nanomaterials; as well as for Ukraine one of the main issues today is the development and implementation of regulatory documents, which will reduce the negative impact of nanotechnology and will expand the management of nanomaterials handling.

Life cycle assessment of nanomaterials and products containing nanomaterials is essential in risk management and provides information and estimation of emissions at each stage of the product life cycle. The potential negative impact depends on the possible emissions of nanoparticles during the life cycle of the nano-products, their environmental behavior and the potential effect upon entry into living organisms. However, quantitative measurement of nanomaterial concentrations under realistic conditions is very complicated, expensive and time-consuming.

The life cycle of nanomaterials has been studied in each of the four main stages, namely purpose and scope; life cycle inventory analysis; life cycle impact assessment and interpretation. Moreover, the impact of nanomaterials on important environmental issues was analyzed; the risk assessment was performed, as well as the issues of bioaccumulation of nanomaterials were considered. *Key words:* nanomaterials, environment, life cycle assessment, emissions, bioaccumulation.

**Постановка проблеми.** Нанотехнології та наноматеріали становлять надзвичайний інтерес, оскільки мають значний потенціал для поліпшення матеріалів і технологій, ніж це можливо з використанням звичайних матеріалів [1–3]. Сьогодні нанотехнології визнані Європейською Комісією однією з шести «ключових сприяючих технологій», що присутні практично в будь-якому промисловому секторі [4–6]. Європейська Комісія спільно з Об'єднаним дослідницьким центром Європейської Комісії [7] та нау-

ковим висновком SCENIHR (Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks) [8] надали визначення терміну «наноматеріал» – це природний, супутній або виготовлений матеріал, який містить частинки у вільному стані або як агрегату, або агломерату, і для 50 % або більше частинок зовнішній розмір перебуває в діапазоні 1–100 нм.

Протягом життєвого циклу наноматеріалів їхній вплив на навколишнє середовище і здоров'я живих організмів варіюється. Це, у свою чергу, залежить

від виду сировини і товарного призначення наноматеріалів. Для того щоб оцінити вплив кожного з етапів від отримання наноматеріалів до їх видалення або переробки, необхідно проводити оцінку життєвого циклу. Оцінка життєвого циклу (Life Cycle Assessment) – це інструмент, здатний оцінювати потенційні екологічні впливи продуктів або систем протягом життєвого циклу.

**Актуальність і мета дослідження.** Специфічні фізико-хімічні властивості, порівняно з широкомасштабним застосуванням, призводять до збільшення впливу наноматеріалів на живі організми та навколишнє середовище. Оцінка життєвого циклу є досить важливим інструментом для виявлення потенційного впливу наноматеріалів, починаючи від виробництва до остаточного видалення (переробки) [9–12]. Метою дослідження була оцінка впливу наноматеріалів на навколишнє середовище на кожному етапі життєвого циклу.

**Етапи оцінки життєвого циклу наноматеріалів.** Методологію оцінки життєвого циклу визначено в ISO 14040 та ISO 14044 [13; 14]. Відповідно до документа, оцінка життєвого циклу поділяється на чотири головних етапи: 1) мета і сфера визначення; 2) інвентаризаційний аналіз життєвого циклу; 3) оцінка впливу життєвого циклу і 4) інтерпретація. Оцінювані категорії впливу включають місцеві (наприклад, екотоксичність), регіональні (підкислення) і глобальні (зміни клімату, використання ресурсів).

Оцінка першого етапу «мета і сфера визначення» встановлює контекст дослідження, цільову аудиторію, мету і межі дослідження. Матеріали і джерела енергії, що досліджуються, ідентифікуються відповідно до меж систем і кількісно оцінюються разом з інформацією про результати, включно з викидами і відходами.

Наступний етап містить збір даних, включно з можливими викидами у виробництві кінцевого продукту й оцінкою впливів. Інвентаризаційний аналіз

життєвого циклу є методологією для оцінки споживання ресурсів (вхід) і кількості потоків та викидів (вихід), спричинених або іншим чином пов'язаних із життєвим циклом продуктів (рис. 1) [15].

Дані інвентаризації життєвого циклу називають «cradle-to-gate» (часткові дані до етапу використання). Вкрай важливо, щоб використані дані аналізу були настільки репрезентативними, наскільки це можливо. Бази даних інвентаризаційного аналізу сьогодні більш підходять для сипучих матеріалів і не надають широкомасштабної інформації про нанорозмірні матеріали, властивості яких можуть відрізнятися від сипучих матеріалів.

Дослідження інвентаризаційного аналізу показують потенційні викиди в навколишнє середовище «первинних» наноматеріалів (які не зазнали жодних трансформацій під час попадання в навколишнє середовище), незалежно від стадії життєвого циклу. Насправді викиди «первинних» наноматеріалів можуть бути лише на етапі виробництва, наноматеріали – на етапах використання та під час переходу у відходи, найімовірніше, не матимуть первинної форми. Для цього є дві основні причини: по-перше, нанопродукти можуть зазнати старіння, яке може вплинути на властивості матеріалів, що потрапляють до навколишнього середовища; по-друге, наноматеріали, які потрапляють до навколишнього середовища, найімовірніше, пройдуть трансформаційний процес, який також може змінити їхні властивості [16].

Отже, на цих стадіях життєвого циклу потенціал викидів і властивості наноматеріалів будуть більше пов'язані з матрицею (продуктом), в яку включені наночастинки (тобто тип нанопродуктів, що досліджується), та способом, за допомогою якого вони були введені, а не від властивостей самих наноматеріалів. Отже, дані інвентаризаційного аналізу повинні бути встановлені індивідуально для кожного етапу життєвого циклу, протягом якого наноматеріали можуть виділятися, беручи до уваги також

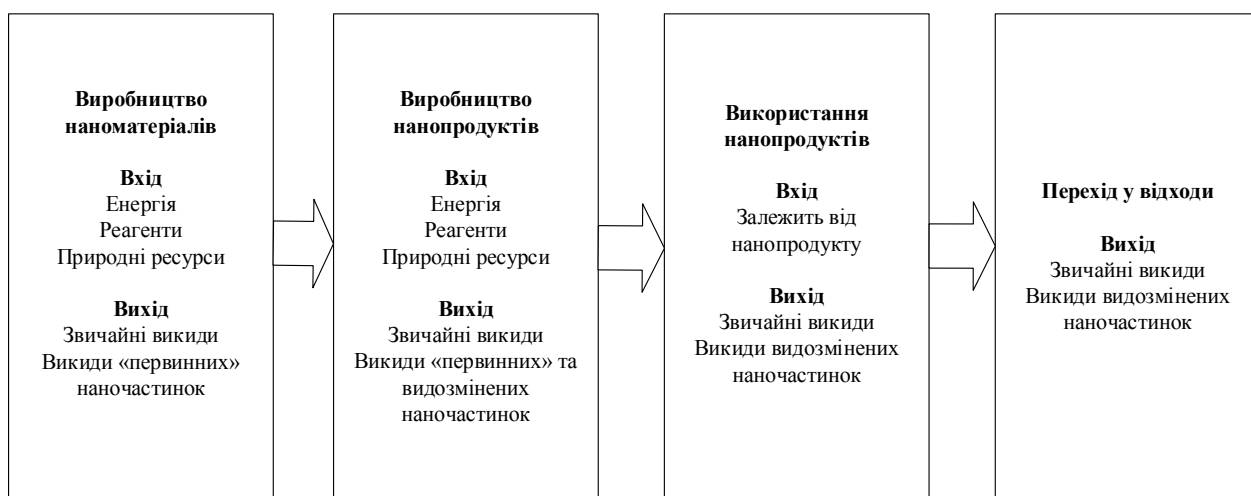


Рис. 1. Схематичне зображення вимог інвентаризаційного аналізу для кожного етапу життєвого циклу, що враховує потенційні викиди протягом життєвого циклу нанопродуктів



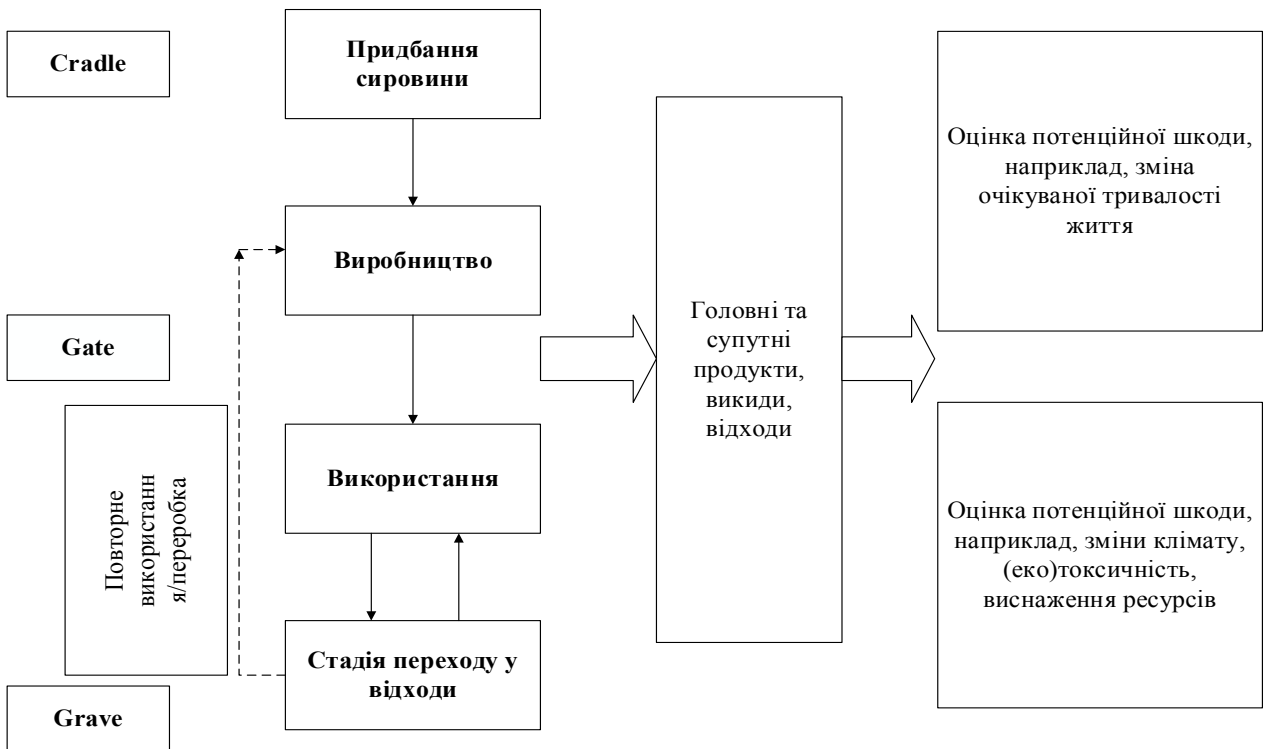


Рис. 2. Схеми життєвого циклу наноматеріалів [10]

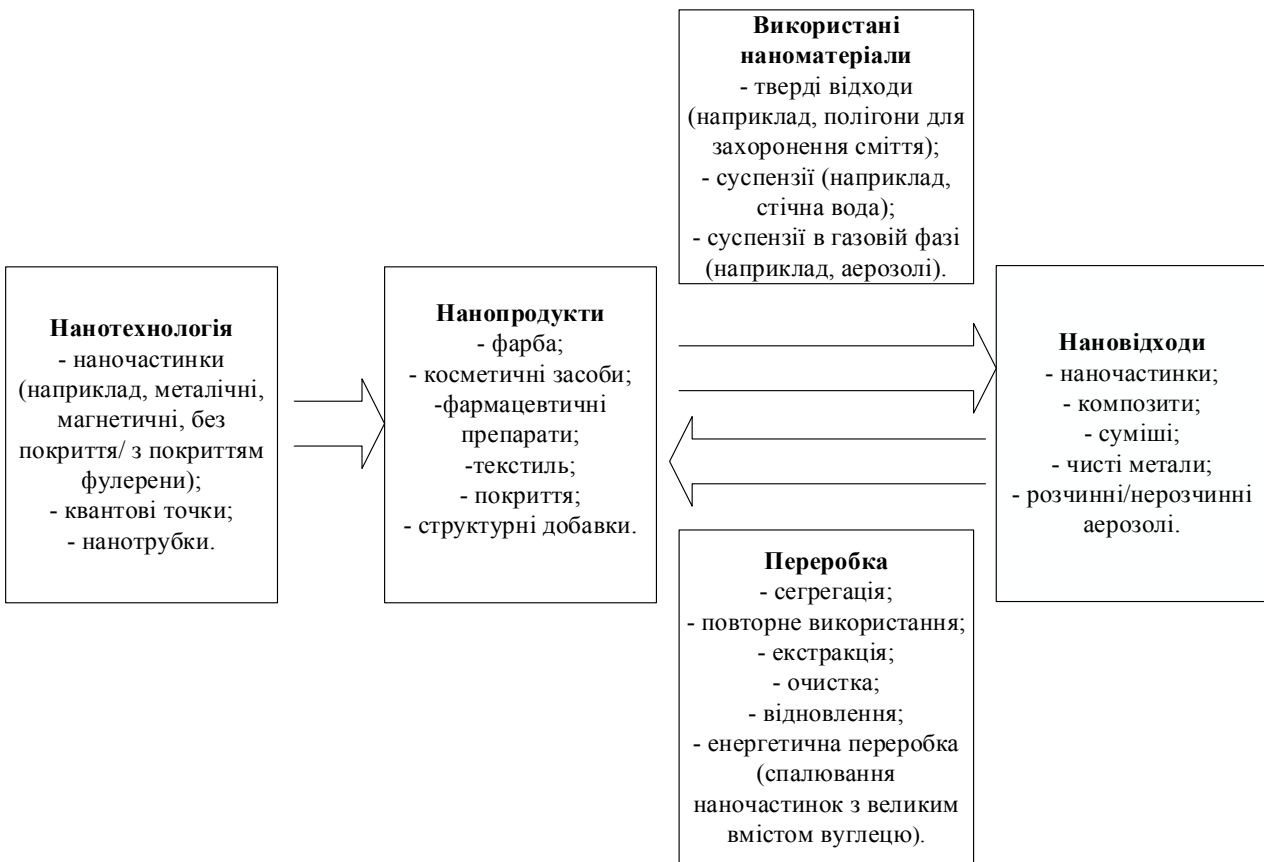


Рис. 3. Схематичне зображення можливих шляхів викидів упродовж життєвого циклу нанопродуктів [17]

тип матриці і характер будь-яких процесів перетворення, що можуть виникнути під час потрапляння до навколишнього середовища.

На наступному етапі оцінки впливу життєвого циклу результати інвентаризаційного аналізу представляють із метою підкреслення потенційного впливу на навколишнє середовище, здоров'я людини і природні ресурси. Застосування факторів для характеристики впливу перетворює дані інвентаризаційного аналізу в результати впливу на різні категорії. Наприклад, метан CH<sub>4</sub> і оксид азоту N<sub>2</sub>O показують потенціал впливу на зміни клімату за допомогою встановлених методів характеристики і пов'язаних із ними факторами. Токсичність і вплив на здоров'я наноматеріалів під час їх використання і закінчення терміну служби є ключовими для оцінки впливу.

На заключному етапі відбувається інтерпретація отриманих результатів інвентаризаційного аналізу й оцінки впливу життєвого циклу наноматеріалів та виконується аналіз, враховуючи невизначеності і прогалини в даних із погляду поставленої мети і сфери, яка визначається на початку аналізу.

Дослідження, що охоплює весь життєвий цикл наноматеріалів – від сировини до переробки або повторного використання – називається «cradle-to-grave», зображено на рисунку 2. Оцінку можна проводити, опускаючи будь-яку стадію.

Наприклад, може бути виконана оцінка без урахування етапів використання та закінчення терміну служби; таке дослідження проводять від сировини до використання («cradle-to-gate»). Недоліком такого підходу є те, що створюються потенційні «сліпі плями», і вплив наноматеріалів на іншому етапі життєвого циклу може залишитися непоміченим, погіршуючи якість оцінки життєвого циклу. Зниження навантаження на навколишнє середовище через якісні або кількісні зміни енергії та ресурсів на одному етапі пов'язано зі збільшенням навантаження на іншому етапі життєвого циклу.

На рисунку 3 показано шлях від наноматеріалів до отримання нановідходів. Представлена схема підкреслює необхідність постійного спостереження за поведінкою із нанопродуктами і пропонує переробку з метою зменшення кількості нановідходів, що потрапляють до навколишнього середовища. Наночастинки можуть бути виділені із забруднених або залишкових фарб, косметики або фармацевтичних препаратів. Інші нанопродукти, текстиль або покриття можуть призвести до утворення наночастинок із композитів. У випадку металевих наночастинок токсичні іони можуть бути виділені через вимивання, проте мало ймовірно, що наночастинки відокремлюються від структурних компонентів. Інші нанопро-

Таблиця 1

Вплив наноматеріалів на важливі екологічні проблеми [18]

Наноматеріали	Використання енергії	Потенціал глобальних кліматичних змін	Потенціал токсичності для людини	Потенціал екотоксичності	Потенціал виснаження озонового шару	Посилання
Вуглецеві нанотрубки				+		[19]
Нанотрубки		+				[20]
Вуглецеві нанотрубки та фулерени	+	+		+		[21; 22]
Вуглецеві нанотрубки	+	+			+	[23]
Квантові точки	+	+				[24]
Наноглина	+	+				[25; 26]
Наноглина	+	+			+	[27]
Наноглина та вуглецеві нанотрубки	+	+			+	[28]
Вуглецеві нановолокна	+	+	+		+	[29]
Вуглецеві нановолокна	+					[30]
Діоксид Титану		+			+	[31]
Нанорозмірні метали платинової групи	+					[32]
Наночастинки Аргентуму		+			+	[33]
Оксиди Титану та Цирконію	+	+				[34]
Наночастинки Срібла		+			+	[35]

дукти можуть бути утилізовані як складні суміші або суспензії, що містять наночастинки, які важко відокремити від інших матричних компонентів.

У таблиці 1 наведено низку оцінок життєвого циклу наноматеріалів. У деяких дослідженнях було обрано обмежену кількість (1–3) категорій впливу матеріалів, що мають велике значення, тоді як в інших дослідженнях було обрано більш широкий спектр категорій впливу для таких матеріалів, як двоокис титану, вуглецеві нанотрубки, наноглина і наночастинки срібла.

Грунтуючись на численних прикладах, представлених у таблиці 1, оцінка життєвого циклу відіграє важливу роль у керівництві технологічним розвитком виробництва наноматеріалів із метою зниження впливу на навколишнє середовище.

Дослідження, наведені в таблиці 1, надають інформацію щодо результатів, які стосуються впливу наноматеріалів на важливі екологічні проблеми, такі як використання енергії та води, глобальні кліматичні зміни, підкислення, створення фотохімічного озону, екотоксичність, токсичність для людини і виснаження озону.

Дослідження з оцінки життєвого циклу, загалом, засновані на різній кількості включених категорій впливу. Наприклад, вплив на категорії зміни клімату і використання енергії розглядається частіше, ніж вплив на інші категорії, що також характерно для досліджень з оцінки життєвого циклу. Оцінка життєвого циклу може також використовуватися для оцінки екологічних переваг додатково до впливу на навколишнє середовище.

Оцінка впливу наночастинок на навколишнє середовище є складним завданням з двох основних причин: по-перше, отримання аналітичних вимірювань концентрації наноматеріалів у навколишньому середовищі ускладнено через відмінності вироблених наночастинок від природних і супутніх наночастинок, а по-друге, відсутність репрезентативних або точних вхідних даних.

Потенційний токсикологічний вплив наноматеріалів залежить від можливих викидів наночастинок під час життєвого циклу нанопродуктів, їхньої екологічної поведінки і потенційного ефекту під час потрапляння в живі організми.

Токсичний ефект наночастинок залежить від низки параметрів, наприклад розміру, розчинення, структури поверхні і агрегації/агломерації. Зміна розміру наночастинок показує різницю в токсичності. У роботі [36] наночастинки срібла з розміром 15 нм були набагато токсичнішими порівняно з частинками розміром 30 нм. Кристалічна структура наноматеріалів також відіграє певну роль, наприклад, частинки  $\text{TiO}_2$  у формі кристалічної структури більш токсичні для організмів, порівняно з рутиловою структурою [37].

Певні типи наноматеріалів можуть повністю розчинятися у водних середовищах залежно від екологічних умов, які, у свою чергу, впливають на токсичність. Для наночастинок  $\text{Ag}$ , які можуть потра-

пляти до прісної води, токсичність залежатиме від потенціалу внутрішньої токсичності наноматеріалу і іонів, утворених шляхом окисного розчинення [38]. Токсикологічні ефекти також можуть бути пов'язані зі зміною структури поверхні наноматеріалів, які можуть бути спричинені видаленням або зміною покриття матеріалу. Зміна структури поверхні, наприклад, природними та антропогенними хімічними речовинами в навколишньому середовищі може призвести до підвищеної рухливості, біодоступності, агрегації (головним чином, до гідрофобних поверхонь), седиментації, розчинення і диспергування (головним чином, до гідрофільних поверхонь), отже, можуть збільшуватися фактичний вплив і токсичність.

**Оцінка ризиків.** Залежно від типу наночастинок можуть виділятися в атмосферу у формі аерозолів, а також потрапляти до ґрунтів і поверхневої води. Наночастинки можуть потрапляти до навколишнього середовища як «первинні», так і трансформовані – у вигляді агрегатів або введені в матрицю.

Наночастинки, які навмисно або випадково потрапляють до навколишнього середовища, розсіюються в ньому, досягаючи води, ґрунту та повітря. Там вони можуть зберігатися протягом тривалого часу або потрапляти до різних організмів. Вони можуть мати екотоксикологічну небезпеку, зазнавати біодеградації або біоаккумуляції.

Система оцінки ризику має дещо різні форми, але зазвичай включає в себе чотири етапи [39]:

- ідентифікація небезпеки (іноді називається формулюванням проблеми);
- оцінка впливу;
- оцінка дозування або оцінка небезпеки;
- характеристика ризику.

Іноді процес управління ризиками або етап зменшення ризику додається після основних чотирьох етапів, але найчастіше не розглядається як частина оцінки ризику, а скоріше як подальша дія, що відбувається у відповідь на оцінку ризику [40]. Ідентифікація небезпеки полягає у визначенні потенційних небезпек, пов'язаних із хімічними речовинами, наприклад, чи є речовина токсичною або біоаккумулятивною.

Слід також враховувати, що для дослідження токсичності наноматеріалів аналізується початковий матеріал. Також фізико-хімічні властивості наноматеріалів можуть змінюватися протягом життєвого циклу, тому проблема включення життєвого циклу в оцінку ризиків наноматеріалів розглядається у роботі [41]. У конкретних умовах більш небезпечні наноматеріали можуть утворюватися протягом життєвого циклу, наприклад, через розпад покриття або фотоактивацію. Кількісне вимірювання концентрації наноматеріалів у реалістичних умовах є дуже складним, дорогим і трудомістким. Це особливо стосується випадку, коли такі фізико-хімічні властивості, як ступінь агломерації, розподіл розмірів тощо, повинні вимірюватися в реальних умовах.

**Біоаккумуляція наноматеріалів.** Вважається, що біоаккумуляція являє собою процес, який надає додаткову інформацію для оцінки ризику наноматеріалів за екотоксичністю, що особливо важливо для наноматеріалів, оскільки їх видалення може бути дуже повільним.

Для оцінки екологічного ризику наноматеріалів процедура перевірки може полягати у визначенні концентрації наноматеріалів у відповідних тестованих організмах. Аналіз швидкості розчинення у фізіологічно важливих середовищах може дати інформацію про потенціал накопичення та оцінку впливу наноматеріалів на здоров'я людини.

Більш повну інформацію можна отримати шляхом вимірювання внутрішніх концентрацій у тканинах під час дослідження токсичності в декількох ключових часових періодах або включаючи вимір внутрішніх концентрацій у тканинах до і після періоду очищення. Такі дані можуть використовуватися для кращого вирішення проблеми поглинання, а отже, для накопичення наноматеріалів. Зв'язування токсикокінетичних даних, включно з інформацією про накопичення і ліквідацію, фізико-хімічні властивості і швидкості розчинення наноматеріалів у фізіологічно важливих середовищах, може полегшити проблему біоаккумуляції в майбутньому.

**Головні висновки.** Питання екологічної безпеки і впливу наноматеріалів на людину і навколишнє середовище є дуже складними і до кінця не вивченими. Складність оцінки впливу наночастинок на навколишнє середовище виникає з двох основних причин: отримання аналітичних вимірювань концентрації наноматеріалів у навколишньому середовищі ускладнено через відмінності вироблених наночастинок від природних і супутніх наночастинок, а також через відсутність репрезентативних або точних вхідних даних.

Дослідження з оцінки життєвого циклу наноматеріалів загалом засновані на різній кількості включених категорій впливу, тому є декілька підходів до оцінки. В роботі детально розглянуто чотири етапи оцінки життєвого циклу: 1) мета і сфера визначення; 2) інвентаризаційний аналіз життєвого циклу, який полягає у зборі даних, включно з можливими викидами у виробництві кінцевого продукту й оцінкою впливів; 3) оцінка впливу життєвого циклу і 4) інтерпретація отриманих результатів інвентаризаційного аналізу і кінцева оцінка впливу життєвого циклу наноматеріалів. Крім того, розглянуто вплив наноматеріалів на важливі екологічні проблеми. Виконано оцінку ризиків і розглянуто питання біоаккумуляції наноматеріалів.

### Література

1. Наноматеріали із вугілля та продуктів його піролізу : монографія / В.М. Шмалько, Л.Г. Кеуш, О.І. Зеленський. Дніпропетровськ : ЛІПА, 2018. 168 с. ISBN 978-966-981-030-4.
2. Нанотехнології в нафтогазовій промисловості : монографія / Кеуш Л.Г., Коверя А.С. Дніпропетровськ : ЛІПА, 2019. 140 с. ISBN 978-966-981-136-3.
3. Carbon Derived Sources for Nanomaterials Production: monograph / L. Kieush, V. Shmalko, O. Zelenskyi, A. Koveria. Ottawa : Accent Graphics Communications, 2019. 90 p. ISBN: 978-1-77192-483-2.
4. A European strategy for key enabling technologies – A bridge to growth and jobs: EC, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. – 2012. URL: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2012:0341:FIN:EN:PDF>.
5. Analysis of smart specialisation strategies in nanotechnologies. Advanced manufacturing and process technologies / European Commission, Brussels. 2015. 140 p.
6. NanoData Impact Assessment, Energy, Health, ICT, Manufacturing, Photonics, European Commission. 2018. 28 p.
7. Lövestam G., Rauscher H., Roebben G. et al. Considerations on a Definition of Nanomaterial for Regulatory Purposes. Joint Research Centre of the European Commission, European Commission Brussels, Belgium. 2010.
8. Opinion on the scientific basis for the definition of the term “nanomaterial”. Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks (SCENIHR), European Commission Brussels, Belgium. 2010.
9. Lazarevic D., Finnveden G. Life cycle aspects of nanomaterials. Environmental Strategies Research KTH – Royal Institute of Technology : Stockholm (Sweden). 2013.
10. Gavankar S., Suh S., Keller A.A. Life cycle assessment of engineered nanomaterials / J. Njuguna, K. Pielichowski & H. Zhu (eds.) Health and environmental safety of nanomaterials, Woodhead Publishing : Cambridge (United Kingdom). 2014.
11. ILCD handbook: general guide for life cycle assessment – detailed guidance. European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environmental and Sustainability, European Union. 2010.
12. Salieri B., Turner D.A., Nowack B. et al. Life cycle assessment of manufactured nanomaterials: Where are we? *NanoImpact*. 2018. Vol. 10. P. 108–120.
13. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines. International Standardisation Organisation (ISO), European Standard EN ISO 14044: Geneva, 5, 2006.
14. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Standardization Organization (ISO), European Standard EN ISO 14040: Geneva, 2006.
15. Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R. et al. Life Cycle Assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and application. *Environment International*. 2004. Vol. 30. P. 701–720.
16. Mitrano D.M., Nowack B. The need for a life-cycle based aging paradigm for nanomaterials: importance of real-world test systems to identify realistic particle transformations. *Nanotechnology*. 2017. Vol. 28 (7). P. 072001.
17. Bystrzejewska-Piotrowska G., Golimowski J., Urban P.L. Nanoparticles: Their potential toxicity, waste and environmental management. *Waste Manage*. 2009. Vol. 29. P. 2587–2595.

18. Arvidsson R. Life cycle assessment and risk assessment of manufactured nanomaterials / P.I. Dolez eds.) // Nanoengineering – Global approaches to health and safety issues, Gothenburg, Sweden : Elsevier, 2015.
19. Eckelman M.J., Mauter M.S., Isaacs J.A. et al. New perspectives on nanomaterial aquatic ecotoxicity: production impacts exceed direct exposure impacts for carbon nanotubes. *Environ Sci Technol.* 2012. Vol. 46. P. 2902–2910.
20. Healy M.L., Dahlben L.J., Isaacs J.A. Environmental assessment of single-walled carbon nanotube processes. *J Ind Ecol.* 2008. Vol. 12. P. 376–393.
21. Kushnir D., Sanden B.A. Energy requirements of carbon nanoparticle production. *J Ind Ecol.* 2008. Vol. 12. P. 360–375.
22. Kieush L. Coal pyrolysis products utilisation for synthesis of carbon nanotubes. *PetCoal.* 2019. Vol. 61 (3). P. 461–466.
23. Singh A., Lou H.H., Pike R.W. et al. Environmental impact assessment for potential continuous processes for the production of carbon nanotubes. *Am J Environ Sci.* 2008. Vol. 4. P. 522–534.
24. Sengul H., Theis T.L. An environmental impact assessment of quantum dot photovoltaics (QDPV) from raw material acquisition through use. *J Cleaner Prod.* 2011. Vol. 19. P. 21–31.
25. Joshi S. Can nanotechnology improve the sustainability of biobased products? *J Ind Ecol.* 2008. Vol. 12. P. 474–489.
26. Lloyd S.M., Lave L.B. Life cycle economic and environmental implications of using nanocomposites in automobiles. *Environ Sci Technol.* 2003. Vol. 37. P. 3458–3466.
27. Roes A.L., Marsili E., Nieuwlaar E. et al. Environmental and cost assessment of a polypropylene nanocomposite. *J Polym Environ.* 2007. Vol. 15. P. 212–226.
28. Roes A.L., Tabak L.B., Shen L. et al. Influence of using nanoobjects as filler on functionality-based energy use of nanocomposites. *J Nanopart Res.* 2010. Vol. 12. P. 2011–2028.
29. Khanna V., Bakshi B.R., Lee L.J. Carbon nanofiber production. *J Ind Ecol.* 2008. Vol. 12. P. 394–410.
30. Khanna V., Bakshi B.R. Carbon nanofiber polymer composites: evaluation of life cycle energy use. *Environ Sci Technol.* 2009. Vol. 43. P. 2078–2084.
31. Grubb G.F., Bakshi B.R. Life cycle of titanium dioxide nanoparticle production. *J Ind Ecol.* 2011. Vol. 15. P. 81–95.
32. Lloyd S.M., Lave L.B., Matthews H.S. Life cycle benefits of using nanotechnology to stabilize platinum group metal particles in automotive catalysts. *Environ Sci Technol.* 2005. Vol. 39. P. 1384–1392.
33. Meyer D., Curran M., Gonzalez M. An examination of silver nanoparticles in socks using screening level life cycle assessment. *J Nanopart Res.* 2011. Vol. 13. P. 147–156.
34. Osterwalder N., Capello C., Hungerbuhler K. et al. Energy consumption during nanoparticle production: how economic is dry synthesis? *J Nanopart Res.* 2006. Vol. 8. P. 1–9.
35. Walser T., Demou E., Lang D.J. et al. Prospective environmental life cycle assessment of nanosilver T-shirts. *Environ Sci Technol.* 2011. Vol. 45. P. 4570–4578.
36. Hussain S.M., Braydich-Stolle L.K., Schrand A.M. et al. Toxicity evaluation for safe use of nanomaterials: recent achievements and technical challenges. *Adv Mater.* 2009. Vol. 21 (16). P. 1549–1559.
37. Hall S., Bradkey T., Moore J.T. et al. Acute and chronic toxicity of nano-scale TiO<sub>2</sub> particles to freshwater fish, cladocerans, and green algae, and effects of organic and inorganic substrate on TiO<sub>2</sub> toxicity. *Nanotoxicology.* 2009. Vol. 3 (2). P. 91–97.
38. Miseljic M., Olsen S.I. Life-cycle assessment of engineered nanomaterials: a literature review of assessment status. *J Nanopart Res.* 2014. Vol. 16. P. 2427.
39. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Part A: introduction to the guidance document. ECHA. Helsinki, 2011.
40. Leeuwen C.J., Vermeire T.G. Risk assessment of chemicals: an introduction. Dordrecht : Springer. 2007.
41. Erdely A., Dahm M.M., Schubauer-Berigan M.K. et al. Bridging the gap between exposure assessment and inhalation toxicology: some insights from the carbon nanotube experience. *J Aerosol Sci.* 2016. Vol. 99. P. 57–162.

## БІОГЕОЦЕНОТИЧНА РОЛЬ РАТИЧНИХ *ARTIODACTYLA* У ФОРМУВАННІ ФОСФАТНО-КАЛІЙНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ ВОЛОГИХ СУГРУДІВ НА ТЕРИТОРІЇ ВОЛЬЄРІВ ЗАХІДНОГО І ЦЕНТРАЛЬНОГО ПОЛІССЯ

Кратюк О.Л., Кравчук М.М., Довбиш Л.Л.

Житомирський національний агроєкологічний університет  
бульв. Старий, 7, 10008, м. Житомир  
deneshi\_ks@ukr.net

Участь ратичних у процесах ґрунтоутворення є ключовою біогеоценотичною функцією, особливо в умовах напіввільного утримання. Вольєрне утримання тварин спричиняє значний вплив на агроєкологічний стан ґрунту. Проаналізовано вміст рухомих сполук фосфору і калію (ДСТУ 4405:2005) у ґрунтах вологих сугрудів ( $C_3$ ) на території семи об'єктів напіввільного утримання мисливських тварин (*Sus scrofa* L., *Cervus elaphus* L., *Cervus nippon* Temminck, *Dama dama* L., *Capreolus capreolus* L. та *Ovis ammon musimon* L. [Pallas, 1811]) різної тривалості експлуатації (4–42 роки), користувачами яких є ТОВ «МСК «Сокіл», ТОВ МГ «Сарненське» (Західне Полісся), ТОВ «УТМР», ТОВ «МРК «Рись», ДП «Білокоровицьке ЛГ», ДП «Городницьке ЛГ», ДП «Коростишівське ЛГ» (Центральне Полісся). Встановлено, що, загалом, в обстежених вольєрах мисливських господарств Центрального та Західного Полісся вміст рухомого фосфору є середнім ( $88,27 \pm 43,25$  мг/кг,  $n=16$ ) і характеризується значним рівнем варіювання ознаки (коефіцієнт варіації  $V=60,3\%$ ), а обмінного калію – підвищеним ( $141,16 \pm 69,17$  мг/кг,  $n=16$ ) зі значним рівнем варіювання ознаки (коефіцієнт варіації  $V=47,5\%$ ). Зафіксовано підвищення вмісту обмінного калію у ґрунтах підгодівельних майданчиків на 21,0–254 мг/кг, або 24,7–364,9% порівняно з відповідними типовими ділянками за межами вольєрів. Зміни вмісту рухомому фосфору у ґрунтах вологих сугрудів на території вольєрів відносно непорушених ділянок є неоднозначними. Проте протягом періоду спостережень прослідковується чітка позитивна динаміка щодо накопичення зазначених елементів у ґрунтах вольєрів на території лісництв Західного і Центрального Полісся, яка описується лінійною залежністю між тривалістю функціонування вольєру і вмістом рухомих форм фосфору ( $r=0,81$ ) і калію ( $r=0,70$ ) у шарі 0–20 см. Проведені дослідження можуть стати основою для прогнозування в часі запасів цих важливих для лісових ценозів елементів живлення у вологих сугрудах на території вольєрів Західного і Центрального Полісся, що дасть змогу в перспективі розробити механізми підтримання, збереження, охорони та відтворення лісових екосистем в умовах напіввільного утримання мисливських тварин шляхом розроблення методів ранньої діагностики стадій мисливсько-господарської дигресії лісових біогеоценозів в умовах вольєрного утримання мисливської фауни. *Ключові слова*: рухомий фосфор, обмінний калій, тип лісорослинних умов, тип лісу, напіввільне утримання.

**Biogeocenotic role of ungulates *ARTIODACTYLA* in the formation of a phosphate-potassium soil state in conditions of wet mixed broadleaved forests at the sanctuaries of Western and Central Polissia territories. Kratiuk O., Kravchuk M., Dovbysh L.**

Participation of ungulates is a key biogeocenotic function in soil formation, especially in the conditions of a semi-free maintenance system. Captive keeping of animals causes considerable influence on an agroecological condition of the soil. The content of mobile compounds of phosphorus and potassium was analyzed (DSTU 4405:2005) in soils of wet sanctuaries ( $C_3$ ) on the territory of seven objects semi-free maintenance of hunting animals (*Sus scrofa* L., *Cervus elaphus* L., *Cervus nippon* Temminck, *Dama dama* L., *Capreolus capreolus* L. and *Ovis ammon musimon* L. [Pallas, 1811]) of the different using duration (4–42 years) where users are LLC HSC «Sokil», Sarnenske LLC HF (the Western Polissia), UTMR LLC, Rys HFC LLC, Bilokorovytske Forestry SOE, Horodnytske Forestry SOE, Korostyshivske Forestry SOE (the Central Polissia). In general, it was established that in the inspected open-air sanctuaries of the Central and Western Polissia the content of mobile phosphorus is an average ( $88.27 \pm 43.25$  mg/kg,  $n=16$ ) and is characterized by the considerable level of variation of sign (coefficient of a variation was 60.3%), and mobile potassium – raised ( $141.16 \pm 69.17$  mg/kg,  $n=16$ ) with the considerable level of variation of sign (coefficient of a variation was 47.5%). The increase of mobile potassium in soils of on feeding grounds on 21.0–254 mg/kg or 24.7–364.9% in comparison to the respective standard grounds outside open-air sanctuaries was fixed. The changes of mobile phosphorus on soils of wet sanctuaries in the territory of an open-air sanctuaries are ambiguous in comparison to undisturbed areas. However, during the period of observations accurate positive dynamics on accumulation of the specified elements in soils of open-air sanctuaries in the territory of forest areas of the Western and Central Polissia which is described by linear dependence between duration of functioning of open-air sanctuaries and the maintenance of mobile forms of phosphorus ( $r=0.81$ ) and potassium ( $r=0.70$ ) in a layer of 0–20 cm is traced. The conducted researches may become a basis for stock forecasting in time of these nutrients, important for forest coenosis, on the territory of open-air sanctuaries of the Western and Central Polissia that will allow to develop the long term mechanisms of maintenance, preservation, protection and reproduction of forest ecosystems in the conditions of a semi-free maintenance system of hunting animals by development of early diagnostic methods of stages of a hunting-economic digression of forest ecosystems in the conditions of the captive maintenance of hunting fauna. *Key words*: mobile phosphorus, mobile potassium, type of forest site conditions, forest type, semi-free maintenance.

**Постановка проблеми.** Ускладнення процесів взаємодії між дикими тваринами, навколишнім середовищем і діяльністю людини неухильно зростає.

Ріст чисельності популяцій ратичних в умовах фрагментації природних стадій існування веде до надмірного, а подекуди – і негативного впливу на еко-

системи. Важливою біогеоценотичною функцією ратичних є участь у процесах ґрунтоутворення [1–3]. Мисливські тварини внаслідок своїх процесів життєдіяльності (особливо живлення та переміщення) впливають на формування фізико-хімічних особливостей ґрунтів, а саме: комплексу NPK, кількісних показників гумусу, кислотності та вологості ґрунту [4–7]. В умовах напіввільного утримання ратичних такі процеси протікають більш інтенсивно [8].

**Актуальність дослідження.** Відомо, що напіввільне утримання тварин суттєво змінює агроекологічний стан ґрунтової екосистеми. Проте дефіцит відповідних лабораторних досліджень і відсутність репрезентативної вибірки результатів аналізів ґрунтових зразків, які б охоплювали різні лісорослинні умови, значно ускладнюють можливості прогнозування зміни запасів біофільних елементів у вольєрах мисливських господарств і розроблення відповідних моделей. У зв'язку з цим необхідність оцінки запасів рухомих форм фосфору та калію в умовах напіввільного утримання мисливських тварин є актуальним завданням.

**Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями.** Об'єктами напіввільного утримання в Україні є кабан дикий (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758), козуля європейська (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758), олень благородний (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758), олень плямистий (*Cervus nippon* Temminck, 1838), лань (*Dama dama* Linnaeus, 1758), муфлон європейський (*Ovis ammon* Linnaeus, 1758), зубр (*Bison bonasus* Linnaeus, 1758) [9–11]. Утримання та розведення мисливських тварин у напіввільних умовах базується на принципах гуманного ставлення до них, обліку та регулювання їхньої чисельності. Власники зобов'язані забезпечити живлення тварин переважно природними кормами, а також задовольняти їхні біологічні, видові та індивідуальні потреби (Наказ Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 30 вересня 2010 р. № 429 (зі змінами №400 від 30 жовтня 2017 р.) «Порядок утримання та розведення диких тварин, які перебувають у стані неволі або в напіввільних умовах»). Проте такі вимоги без удосконалення нормативно-правового забезпечення функціонування вольєрного господарства виконати складно. Доцільним було б визначення оптимальних площ для напіввільного утримання мисливських тварин на основі комплексного дослідження ґрунтів лісових біогеоценозів у вольєрах.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Ґрунти лісових ценозів Полісся характеризуються низькими запасами рухомих форм азоту та напруженими режимами по кальцію і фосфору передусім через високу потребу в зазначених біофільних елементах [12]. Головна особливість останнього – абсолютне біологічне походження його у ґрунтах, оскільки для колообігу С, О, N, Н резервним фон-

дом є атмосфера, а для фосфору цей фонд повністю зосереджений у земній корі. При цьому головним джерелом надходження фосфору до ґрунтової товщі є процеси вивітрювання порід і мінералів і подальшої біогенної акумуляції [13].

Під час проведення обстеження фосфатно-калійного стану ґрунтів застосовуються переважно «жорсткі» методи на основі кислих екстрагентів: Кірсанова (рН = 1,0), Арреніуса (рН = 2,0), Чірікова (рН = 2,5), Труога (рН = 3,0) та інші [14; 15]. Тому під час вибору методу визначення керуються рівнем рН, вмістом фізичної глини та апатитів у ґрунті [15]. Зокрема, отримати об'єктивну оцінку вмісту рухомих форм фосфору і калію у кислих дерново-підзолистих ґрунтах дає змогу метод Кірсанова. Специфіка формування фосфатно-калійного стану ґрунтів у різних лісорослинних умовах Полісся України висвітлюється у роботах [16; 17].

У лісових ґрунтах співвідношення між органічними і мінеральними формами елементів живлення визначається спрямованістю процесу ґрунтоутворення і на певному етапі їхнього розвитку сягає стану рівноваги. Будь-яке втручання у ґрунтову екосистему призводить до зміни замкненого колообігу поживних речовин розімкненим [13]. За напіввільного утримання диких тварин, з одного боку, суттєво посилюються процеси розкладу і мінералізації органічної речовини через руйнування шару підстилки внаслідок риючої діяльності диких тварин, а з іншого – надходження гною і сечі активізує процеси синтезу гумусових речовин.

У лісових ценозах, особливо на бідних ґрунтах, роль лісової підстилки важко переоцінити, оскільки вона сприяє оптимізації ґрунтових режимів, виконує ґрунтозахисну функцію і є джерелом поживних речовин [18]. Проте у вольєрах, особливо в умовах обмеженості площі та високої щільності популяції тварин, поверхня ґрунту та стан лісової підстилки зазнають активного втручання, що може призводити до забруднення ґрунту біогенними елементами, послаблення його біологічної активності, переущільнення, втрати екологічних функцій тощо [19–21].

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** Вольєри наразі стали невіддільним елементом сучасного ведення мисливського господарства. Стале функціонування лісового біогеоценозу в умовах напіввільного утримання ратичних тварин залежить від багатьох чинників: площі вольєра, щільності та видового складу мисливських тварин, а також від лісівничо-таксаційних показників лісостанів. Надмірна концентрація тварин на обмеженій території призводить до втрати екосистемної цілісності лісових біогеоценозів. В умовах вольєрного утримання мисливських тварин слабкою ланкою виступають ґрунти, які одними з перших реагують на мисливсько-господарський тиск. Для запобігання надмірному впливу на ґрунти та їхній можливій

деградації, враховуючи велике значення мисливської фауни у процесах ґрунотворення, такі процеси потребують всебічного аналізу для розроблення моделі невиснажливого використання лісових біогеоценозів ратичними тваринами.

**Новизна.** Вперше для вольєрів Західного і Центрального Полісся встановлено біогеоценологічну роль напіввільного утримання ратичних тварин у формуванні фосфатно-калійного стану ґрунтів вологих сугрудів.

Таблиця 1

## Характеристика вольєрів [8]

Користувач	Вид тварин	Площа вольєра, га	Рік створення	Орієнтовна чисельність тварин, особин
ТОВ «МСК «Сокіл»	<i>Cervus elaphus, Dama dama, Ovis ammon musimon</i>	382,3	2015	250
ДП «Білокоровицьке ЛГ»	<i>Sus scrofa</i>	70,5	2012	50
ДП «Городницьке ЛГ»	<i>Sus scrofa</i>	1,5	2012	з 2017 р. не функціонує
ДП «Коростишівське ЛГ»	<i>Sus scrofa</i>	1,5	2012	з 2017 р. не функціонує
ТОВ «УТМР»	<i>Ovis ammon musimon, Dama dama, Cervus elaphus, Sus scrofa</i>	29,0	1986	40
ТОВ МГ «Сарненське»	<i>Ovis ammon, Dama dama, Capreolus capreolus</i>	30,0	1980	45
ТОВ «МРК «Рись»	<i>Sus scrofa, Ovis ammon musimon, Capreolus capreolus</i>	34,6	1977	30

Таблиця 2

## Лісівничо-таксаційна характеристика насаджень у місці відбору проб ґрунту [8]

Користувач	Лісництво, квартал (виділ)*	Склад деревостану**	Тип лісу	Вік, років	Відносна Повнота	Клас бонітету
ТОВ «МСК «Сокіл»	Суське, 16 (31)	9Сз1Гз + Бп + Дз	С <sub>3</sub> -гдС	54	0,7	I <sup>a</sup>
Контроль	7 (22)	8Сз2Гз + Дз + Бп	С <sub>3</sub> -гдС	55	0,7	I <sup>a</sup>
ДП «Білокоровицьке ЛГ»	Білокоровицьке, 70 (16)	4Дз3Бп2Влч1Ос	С <sub>3</sub> -гд	71	0,7	II
Контроль	70 (16)	4Дз3Бп2Влч1Ос	С <sub>3</sub> -гд	71	0,7	II
ДП «Городницьке ЛГ»	Надслучанське, 12 (19)	10Яле + Дз + Гз + Бп + Ос	С <sub>3</sub> -гд	41	0,8	I <sup>a</sup>
Контроль	12 (22)	10Яле + Дз + Гз	С <sub>3</sub> -гд	37	0,8	I <sup>a</sup>
ДП «Коростишівське ЛГ» 1	Коростишівське 1, 19 (8)	7Дз2Сз1Влч + Бп	С <sub>3</sub> -гдС	106	0,65	I
Контроль	19 (8)	7Дз2Сз1Влч + Бп	С <sub>3</sub> -гдС	106	0,65	I
ДП «Коростишівське ЛГ» 2	Коростишівське 2, 19 (16)	9Сз1Влч + Бп	С <sub>3</sub> -гдС	50	0,65	I <sup>b</sup>
Контроль	19 (16)	9Сз1Влч + Бп	С <sub>3</sub> -гдС	50	0,65	I <sup>b</sup>
ТОВ «УТМР»	Новозаводське, 36 (23)	10Сз + Дз + Влч	С <sub>3</sub> -гдС	80	0,7	I <sup>a</sup>
Контроль	36 (3)	10Сз + Дз	С <sub>3</sub> -гдС	65	0,7	I <sup>a</sup>
ТОВ МГ «Сарненське»	Костянтинівське, 31 (22)	7Бп2Ос1Гз + Дз + Влч	С <sub>3</sub> -гд	50	0,5	I
Контроль	47 (18)	9Бп1Влч	С <sub>3</sub> -гд	50	0,7	I <sup>a</sup>
ТОВ «МРК «Рись»	Пищівське, 92 (16)	6Дз2Влч1Сз1Бп	С <sub>3</sub> -гд	135	0,5	III
Контроль	92 (34)	5Дз2Бп2Влч1Сз	С <sub>3</sub> -гд	76	0,6	I

Примітка: \* лісівничо-таксаційні показники деяких пробних площ є однаковими, оскільки таксаційні виділи були розділені під час будівництва вольєрів; \*\* Сз – сосна звичайна, Дз – дуб звичайний, Яле – ялина європейська, Влч – вільха чорна, Гз – граб звичайний, Ос – осика, Бп – береза повисла.



**Метою роботи** є аналіз закономірностей впливу напіввільного утримання мисливських тварин на вміст рухомого фосфору й обмінного калію у ґрунтах вологих сугрудів на території вольтерів Західного і Центрального Полісся.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Результати наших досліджень дають змогу в перспективі розробити механізми підтримання, збереження, охорони та відтворення лісових екосистем в умовах напіввільного утримання мисливських тварин шляхом розроблення методів ранньої діагностики стадій мисливсько-господарської дигресії лісових біогеоценозів в умовах вольтерного утримання мисливської фауни. У цьому плані перспективним було б застосування фізико-хімічних показників ґрунту для розроблення нормативних документів стосовно відповідності площі вольтерів, видового і чисельного складу тварин у них структурно-функціональним властивостям лісових біогеоценозів.

**Виклад основного матеріалу.** *Мета роботи* – встановити закономірності впливу напіввільного утримання мисливських тварин на фосфатно-калійний стан ґрунтів вологих сугрудів на території вольтерів Західного і Центрального Полісся.

Завдання дослідження передбачало визначення вмісту рухомого фосфору й обмінного калію у ґрунтах вологих сугрудів на території вольтерів різної тривалості експлуатації та виявлення факторів впливу на досліджуваний показник. Об'єкт дослідження – процес накопичення рухомих форм фосфору і калію у ґрунтах вологих сугрудів на території вольтерів Західного і Центрального Полісся. Предмет дослідження – закономірності впливу напіввільного утримання мисливських тварин на вміст рухомих форм фосфору і калію.

Дослідження проводили на території семи об'єктів напіввільного утримання мисливських тварин різної тривалості експлуатації, користувачами яких є ТОВ «МСК «Сокіл», ТОВ МГ «Сарненське» (Західне Полісся), ТОВ «УТМР», ТОВ «МРК «Рись», ДП «Білокоровицьке ЛГ», ДП «Городницьке ЛГ», ДП «Коростишівське ЛГ» (Центральне Полісся). Зразки ґрунту відбирали у вологих сугрудах ( $C_3$ ) у межах підгодівельних майданчиків (ділянках найінтенсивнішого впливу мисливської фауни на ґрунти). Чисельність і, зрештою, щільність тварин у вольтерах досить мінливі як за весь період існування, так і впродовж року. Видовий склад мисливських тварин у вольтерах представлений *Sus scrofa*, *Cervus elaphus*, *Cervus nippon*, *Dama dama*, *Capreolus capreolus* та *Ovis ammon musimon* (табл. 1).

Контрольні зразки ґрунту відбирали у насаджених з аналогічними лісівничо-таксаційними показниками поза межами вольтерів. Характеристику місць відбору проб наведено в таблиці 2.

Відбір зразків ґрунту проводили з шару 0–20 см за загальноприйнятими методиками у 2019 р. [22]. Визначення вмісту рухомих форм фосфору і калію

у зразках проводили у вимірювальній лабораторії навчально-наукового центру екології та охорони навколишнього середовища Житомирського національного агроекологічного університету за методом Кірсанова [23]. Статистичну обробку результатів лабораторних досліджень виконували за Б.А. Доспеховим [24] з використанням пакета програм Statistica 10.

Було встановлено, що в обстежених вольтерах мисливських господарств Центрального та Західного Полісся вміст рухомого фосфору є середнім ( $88,27 \pm 43,25$  мг/кг,  $n=16$ ) зі значним рівнем варіювання ознаки (коефіцієнт варіації  $V=60,3\%$ ). Така варіабельність показника у подібних за лісівничо-таксаційними характеристиками умовах потребувала відповідного обґрунтування. Як зазначає І.П. Бондар [16], дефіцит фосфору, що формується у сугрудах в умовах Полісся України, зумовлений високою потребою в елементі на фоні низьких валових запасів у ґрунті. До об'єктивних чинників різних рівнів накопичення рухомого фосфору належать і ті, які регулюють перехід між окремими формами фосфору, та самі процеси сорбції-десорбції, комплексоутворення, вивільнення в розчин тощо. Це передусім склад ґрунтового вбирного комплексу, вміст органічної речовини та кислотність [25].

Крім того, неоднозначними є зміни показників порівняно з відповідними типовими ділянками за межами вольтерів (контроль). Наприклад, вміст рухомого фосфору у зразках ґрунту, які відбирали у вольтерах ТОВ «МСК «Сокіл», ДП «Білокоровицьке ЛГ», ТОВ «УТМР» і ТОВ «МРК «Рись», був більшим порівняно зі зразками, що були відібрані на контрольних ділянках – на 21,7 мг/кг, або 46,6%, 12,0 мг/кг, або 29,3%, 34,1 мг/кг, або 42,9% та 192,0 мг/кг, або 282,4%, проте лише для ТОВ «МРК «Рись» ця різниця достовірна (рис. 1). Натомість у вольтерах ДП «Коростишівське ЛГ» і ТОВ МГ «Сарненське» вміст рухомого фосфору зменшився порівняно з контролем на 22,7 і 8,9 мг/кг, або 35,7 і 6,8% відповідно. У ДП «Городницьке ЛГ» різниці між зразками не зафіксовано. Відсутність чіткої тенденції у змінах вмісту рухомих форм фосфору у різних лісорослинних умовах під впливом ріючої діяльності кабана дикого зазначають і інші дослідники [26].

З метою оцінки впливу напіввільного утримання мисливських тварин на поживний режим ґрунтів було проведено відповідне групування вольтерів. До першої групи, що характеризується слабким впливом тварин, віднесли вольтери ДП «Городницьке ЛГ» і ДП «Коростишівське ЛГ», до другої (вплив середньої інтенсивності) – ТОВ «МСК «Сокіл» і ДП «Білокоровицьке ЛГ» і до третьої групи (сильний вплив) – ТОВ «МРК «Рись», ТОВ МГ «Сарненське» і ТОВ «УТМР» [8]. Було встановлено, що за вмістом рухомих сполук фосфору і калію між першою і другою групами (за ступенем впливу мисливської фауни) достовірної різниці немає ( $t_{\phi}=0,43$  ( $P_2O_5$ ))

та  $t_{\phi}=0,66$  ( $K_2O$ );  $t_{05}=3,18$ ). Це пов'язано насамперед із незначним терміном експлуатації вольєрів, який становить 4–7 років.

Нашими дослідженнями встановлено, що вміст обмінного калію в обстежених вольєрах мисливських господарств Центрального та Західного Полісся є підвищеним ( $141,16 \pm 69,17$  мг/кг,  $n=16$ ) і характеризується значним рівнем варіювання ознаки (коефіцієнт варіації  $V=47,5\%$ ). Подібна ситуація з обмінного калію у лісових ценозах зафіксована і в дослідженнях І.П. Бондара щодо поживного

режиму соснових деревостанів у різних типах лісу Полісся України [16]. Автор зазначає, що в сугрудах щодо калію тенденція прямо протилежна до тієї, що склалась по фосфору, завдяки значно меншій потребі в елементі на фоні підвищеного вмісту в ґрунті калієвмісних глинистих мінералів [16].

Також встановлено, що у зразках ґрунту, які відбирали у вольєрах, вміст обмінного калію був на 21,0–254 мг/кг, або 24,7–364,9% вищим порівняно з відповідними типовими ділянками за межами вольєрів (рис. 2).

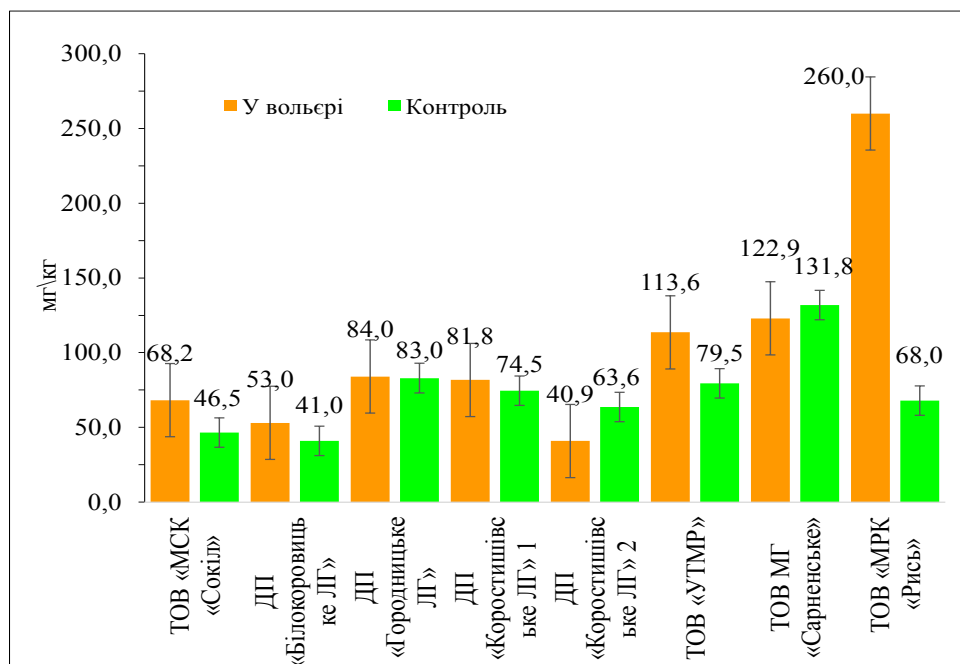


Рис. 1. Вміст рухомого фосфору в ґрунтах вологих сугрудів на території вольєрів Західного і Центрального Полісся, мг/кг

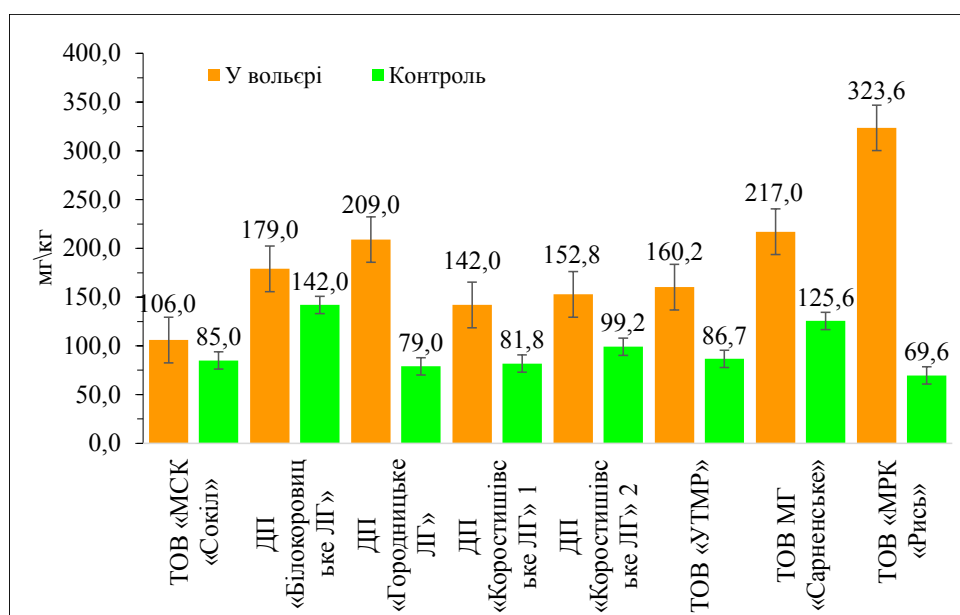
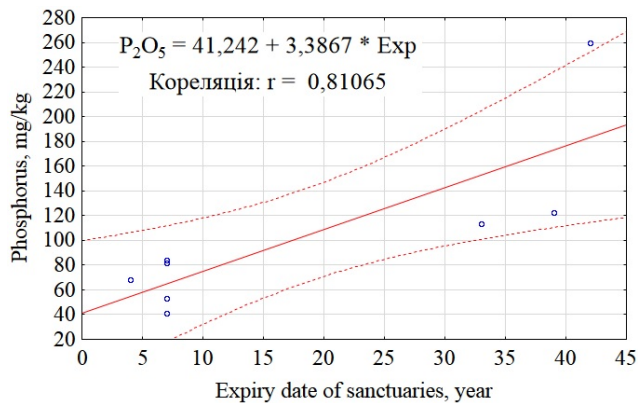
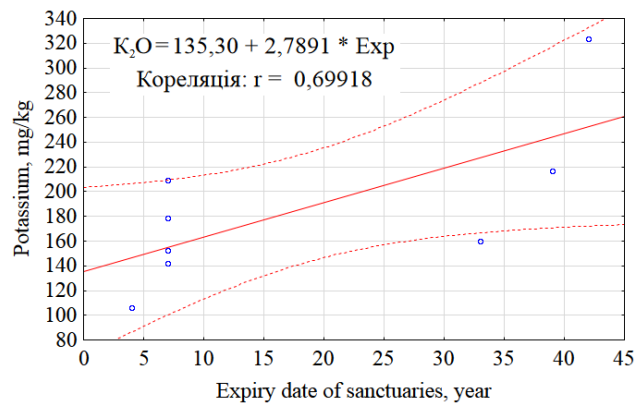


Рис. 2. Вміст обмінного калію у ґрунтах вологих сугрудів на території вольєрів Західного і Центрального Полісся, мг/кг



а) рухомий фосфор



б) обмінний калій

Рис. 3. Лінійна залежність вмісту рухомих форм фосфору і калію в ґрунтах вологих сугрудів на території вольтерів від тривалості їхньої експлуатації

Також важливо було проаналізувати запаси рухомих форм елементів живлення у ґрунтах вольтерів залежно від різного терміну їх закладання. Наприклад, у ТОВ «МРК «Рись» термін експлуатації вольтера становив 42 роки, а вміст рухомих форм фосфору і калію – 260,0 і 323,6 мг/кг відповідно (дуже високий згідно з ДСТУ 4362:2004). У ТОВ МГ «Сарненське» і ТОВ «УТМР» з терміном експлуатації 39 і 33 роки відповідно зафіксовано високий вміст рухомого фосфору, а калію – підвищений і високий. Це перевищує показники в інших вольтерах, проте тільки для рухомих форм фосфору є достовірна різниця ( $t_{\phi}=2,75$ ;  $t_{05}=2,45$ ). У ДП «Городницьке ЛГ» і ДП «Коростишівське ЛГ» 1 (термін експлуатації 7 років) вміст фосфору був середнім – 84,0 і 81,0, а калію – високим і підвищеним – 209,0 і 142,0 мг/кг відповідно. Виняток становить ДП «Коростишівське ЛГ» 2, де зафіксовано низький вміст рухомого фосфору (40,9 мг/кг) і підвищений – калію (152,8 мг/кг).

Загалом, прослідковується чітка лінійна залежність між тривалістю функціонування вольтеру і вмістом рухомого фосфору в шарі 0–20 см:  $P_2O_5 = 41,242 + 3,3867 \times Exp$  ( $r=0,81$ ) (рис. 3). Щодо обмінного калію рівняння лінійної залежності набуло такого вигляду:  $K_2O = 135,30 + 2,7891 \times Exp$  ( $r=0,70$ ).

Тенденція до покращення фосфатно-калійного стану за тривалої експлуатації вольтерів у мисливських господарствах, на нашу думку, пов'язана як із прямою дією гною диких тварин, особливо біля підгодівельних майданчиків, так і з опосередкованою. Найважливішу роль при цьому відіграють активні форми гумусних речовин. Саме завдяки органічній речовині забезпечується надходження вільної енергії, що компенсує ентропії за біологічних і хімічних процесів. Унаслідок цього у фосфатних і калійних системах гумусових горизонтів ґрунтів завдяки високим і постійно поновлюваним запасам вільної енер-

гії зростає частка рухомих форм елементів живлення завдяки валовим запасам. Такі системи можуть тривалий час перебувати в енергетично невірному стані [15].

**Головні висновки.** Отже, ґрунти вологих сугрудів на території вольтерів мисливських господарств Західного і Центрального Полісся характеризувалися середнім вмістом рухомого фосфору ( $88,27 \pm 43,25$  мг/кг) і підвищеним – обмінного калію ( $141,16 \pm 69,17$  мг/кг) зі значним рівнем варіювання ознаки (коефіцієнт варіації 60,3 і 47,5%). Зміни вмісту рухомого фосфору у ґрунтах вологих сугрудів на території вольтерів щодо непорушених ділянок є неоднозначними, а по обмінному калію зафіксовано підвищення його вмісту у ґрунтах підгодівельних майданчиків на 21,0–254 мг/кг, або 24,7–364,9% порівняно з відповідними типовими ділянками за межами вольтерів. Проте протягом періоду спостережень прослідковується чітка позитивна динаміка щодо накопичення зазначених елементів у ґрунтах вольтерів на території лісництва Західного і Центрального Полісся, яка описується лінійною залежністю між тривалістю функціонування вольтеру і вмістом рухомих форм фосфору ( $r=0,81$ ) і калію ( $r=0,70$ ) у шарі 0–20 см.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Отримані експериментальні дані можуть послужити основою для прогнозування динаміки запасів цих важливих для лісових ценозів елементів живлення у вологих сугрудах на території вольтерів в умовах Західного і Центрального Полісся, що дасть змогу в перспективі розробити механізми підтримання, збереження, охорони та відтворення лісових екосистем в умовах напіввільного утримання мисливських тварин шляхом розроблення методів ранньої діагностики стадій мисливсько-господарської дигресії лісових біогеоценозів в умовах вольтерного утримання мисливської фауни.

## Література

1. Булахов В.Л., Пахомов А.С., Пилипко Е.Н. Влияние роющей деятельности кабана (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) на компоненты различных биогеоценозов. *Известия Иркутского государственного университета*. Серия : Биология. Экология. 2015. Т. 13. С. 16–26.
2. Пахомов А.Е. Биогеоценозическая роль млекопитающих в почвообразовательных процессах степных лесов Украины. Книга 1. Механический тип воздействия. Днепропетровск, 1998. 232 с.
3. Пахомов А.Е. Биогеоценозическая роль млекопитающих в почвообразовательных процессах степных лесов Украины. Книга 2. Трофический тип воздействия. Биотехнологический процесс становления экологической устойчивости эдафотопы. Днепропетровск, 1998. 216 с.
4. Домнич А.В. Изменение численности и средообразующая деятельность диких копытных на территории заповедника в период восстановления о. Хортица. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна*. Серія : Біологія. 2014. Вип. 20. №1100. С. 129–137.
5. Domnich A. Zoogenic influence on the amount of soil nitrogen in Azov-Syvash national nature park. *Вісник Львівського університету*. Серія : Біологічна. 2014. Вип. 67. С. 108–117.
6. Домніч А.В., В'язовська А.Г. Зміна показників ґрунту під впливом високої щільності копитних в районі північного узбережжя Азовського моря. *Науковий вісник Ужгородського університету*. Серія : Біологія. 2013. Вип. 35. С. 113–122.
7. Пилипко Е.Н. Влияние роющей деятельности кабана *Sus scrofa* (L.) на физико-химические параметры почвы ельника кисличного. *Ученые записки Петрозаводского государственного университета*. 2014. № 8. Т. 1. С. 34–39.
8. Кратюк О.Л., Кравчук М.М., Довбиш Л.Л. Вміст гумусу у ґрунтах вологих сугрудів на території вольтерів Західного і Центрального Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2019. Т. 29. № 9. С. 27–31.
9. Євтушевський М.Н. Мисливські тварини України на волі та в вольєрах : монографія. Черкаси : Вертикаль, 2012. 376 с.
10. Камінецький В.К., Бабіч О.Г., Смаголь В.М. Екологічні та господарські аспекти напіввільного розведення диких копитних (на прикладі спеціалізованих підприємств Державного управління справами Президента України) : монографія. Миронівка : ЗАТ «Миронівська друкарня», 2011. 154 с.
11. Смаголь В.Н., Гавриш Г.Г. Зубр, *Bison bonasus* (Mammalia Artiodactyla), в Україні: динамика численности, распространение, стаии и лимитирующие факторы : монографія. Киев : Велес, 2013. 128 с.
12. Галич М.А., Стрельченко В.П. *Агроекологічні основи використання земельних ресурсів Житомирщини*. Житомир : Волинь, 2004. 184 с.
13. Носко Б.С., Бабинін В.І., Гладкіч Є.Ю., Бурлакова Л.М. Вплив різних факторів і типів ґрунтових процесів на формування фосфатного фонду ґрунтів. *Вісник аграрної науки*. 2010. № 7. С. 17–22. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan\\_2010\\_7\\_5](http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2010_7_5).
14. Khristenko A. Theoretical Problems of improving Agrochemical Terminology. *Soil Science Working for a Living*. Chapter 12. Springer. 2017. P. 141–147.
15. Єстеревська Л.В., Христенко А.О., Момот Г.Ф., Акімова Р.В. Оцінка фосфатного та калійного станів цілинних, орних і рекультивованих ґрунтів. *Вісник аграрної науки*. 2019. № 5 (794). С. 62–68.
16. Бондар І.П. Поживний режим соснових деревостанів у різних типах лісу Полісся України. *Науковий вісник НАУ*. Серія : Лісівництво. Декоративне садівництво. 2008. Вип. 122. С. 53–60.
17. Іванюк Т.М. Фізико-хімічні параметри ґрунтів свіжих сугрудів Полісся України. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2013. Т. 23. № 4. С. 40–44.
18. Бондар І.П. Кількісні та якісні показники опадів у різних типах умов місцезростання лісостанів Київського Полісся та їх вплив на ґрунт. *Науковий вісник Національного аграрного університету*. 2000. № 27. С. 94–103.
19. Жадобин А.В., Казеев К.Ш., Лесина А.Л., Александров А.А., Казеев Д.К., Колесников С.И. Оценка экологического состояния почв Ростовского зоопарка. *Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология. Урбанистика*. 2019. № 1. С. 131–141.
20. Казеев К.Ш., Жадобин А.В., Лесина А.Л., Александров А.А., Бакаева Ю.С., Кравцова Н.Е., Колесников С.И. Экологическое состояние почв вольтеров с животными и птицами Ростовского зоопарка. *АгроЭкоИнфо*. 2018. № 3. URL: [http://agroecoinfo.nagod.ru/journal/STATYI/2018/3/st\\_358.doc](http://agroecoinfo.nagod.ru/journal/STATYI/2018/3/st_358.doc) (дата звернення: 20.04.2020).
21. Юркова Н.Е., Юрков А.М., Смагин А.В. Оценка функционального состояния почв Московского зоопарка по микробиологическим показателям. *Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение*. 2008. № 3. С. 39–44. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/otsenka-funktsionalnogo-sostoyaniya-pochv-moskovskogo-zooparka-po-mikrobiologicheskim-pokazatelyam> (дата звернення: 20.04.2020).
22. ДСТУ ISO 10381-2:2004. *Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 2. Настанови з методів відбирання проб*. Київ : Держспоживстандарт України, 2006. 56 с.
23. ДСТУ 4405:2005. *Якість ґрунту. Визначення рухомих сполук фосфору і калію за методом Кірсанова в модифікації ННЦ ІГА*. Київ : Держспоживстандарт України, 2006. 17 с.
24. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. Москва : Агропромиздат, 1985. 351 с.
25. Дмитрук Ю.М., Собко В.І. Вміст та перерозподіл фосфору в ґрунтах агроєкосистеми Західного Лісостепу. *Агроекологічний журнал*. 2018. № 2. С. 38–44.
26. Бондаренко В.Д., Білий В.В., Ходзінський В.П. Зміна фізико-хімічних властивостей ґрунту під впливом риючої діяльності свині дикої. *Проблеми Західного Полісся. Науковий вісник Надслучанського інституту*. 2007. № 1. С. 117–121.

## SYSTEM SUPPORT OF ECOLOGICAL SECURITY OF THE ECOSYSTEM BY CREATING A SYSTEM OF TIPS FOR MAKING INFORMATIONAL ECOLOGICAL DECISIONS

Mashkov O.A.<sup>1</sup>, Mikheev V.S.<sup>2</sup>, Nigorodova S.A.<sup>1</sup>, Zhukauskas S.V.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management  
35, Metropolitan Vasyl Lypkivskiyi str., building 2, 03035, Kyiv

<sup>2</sup>State Space Agency of Ukraine  
8, Moskovska str., 01010, Kyiv

<sup>3</sup>Ministry of Energy and Environmental Protection of Ukraine  
30, Khreshchatyk str., 01601, Kyiv

mashkov\_oleg\_52@ukr.net, yd@nkau.gov.ua

The article considers the problems of creating a system of support for environmental information solutions as a system of environmental security of the state. It is determined that environmental safety consists of environmental audit, monitoring, forecast of the environmental situation, environmental management. Carrying out of these actions provides processing and transfer of the ecological information for formation of administrative decisions. The authors consistently consider the following issues: features of the application of a systematic approach to ensuring the environmental security of the state; classification of managerial ecological decisions; general characteristics and features of management information environmental decisions; the process of making environmental information decisions; technology of information solutions in ecosystems. The tasks to which management information decisions in the environmental safety management system are aimed, as well as the main systemic threats in the environmental sphere. It is offered to systematize managerial ecological decisions as a set of three branches of decisions: information, organizational and operational decisions. It is determined that in the process of preparing an environmental information solution by rational technology there is a need to clarify or adjust the results of the following stages: diagnosis of the environmental problem, the accumulation of information about the environmental problem; development of alternatives, evaluation of alternatives, decision making. The considered questions about ecological management decisions can be applied to creation of system of support of ecological decisions and modeling of ecological processes in environment and technogenic dangerous objects. Theoretical questions are aimed at preparing for the following practical actions: to set and formulate the task of analysis and synthesis of environmental management structures; to form the purposes of ecological management and to define object of ecological management; plan and make management decisions in ecological systems. The material is the basis for the practical activities of specialists as researchers and managers in the field of environmental safety with the use of aerospace technologies. *Key words:* aerospace technologies, ecological safety, ecological information, ecological problem, ecological threats, environment, process of making information ecological decisions, system of support of ecological information decisions, system of management of ecological safety, system approach, managerial decisions.

### **Системна підтримка екологічної безпеки екосистеми за допомогою створення системи підтримки прийняття інформаційних екологічних рішень. Машков О.А., Міхєєв В.С., Жукаускас С.В.**

У статті розглянуто проблеми створення системи підтримки екологічних інформаційних рішень як системне забезпечення екологічної безпеки держави. Визначається, що екологічна безпека складається з екологічного аудиту, моніторингу, прогнозу розвитку екологічної ситуації, екологічного менеджменту. Проведення цих заходів передбачає обробку й передачу екологічної інформації для формування управлінських рішень. Автори послідовно розглядають такі питання: особливості застосування системного підходу до забезпечення екологічної безпеки держави; класифікацію управлінських екологічних рішень; загальну характеристику та особливості управлінських інформаційних екологічних рішень; процес прийняття інформаційних екологічних рішень; технологію інформаційних рішень в екосистемах. Визначено завдання, на які спрямовані управлінські інформаційні рішення в системі управління екологічною безпекою, а також основні системні загрози в екологічній сфері. Запропоновано систематизувати управлінські екологічні рішення як сукупність трьох гілок рішень: інформаційних, організаційних та оперативних. Визначається, що у процесі підготовки інформаційного екологічного рішення за раціональною технологією виникає необхідність уточнення або коригування результатів таких етапів, як діагноз екологічної проблеми, накопичення інформації про екологічну проблему, розроблення альтернативних варіантів, оцінка альтернативних варіантів, прийняття рішення. Розглянуті питання про екологічні управлінські рішення можуть бути застосовані для створення системи підтримки екологічних рішень та моделювання екологічних процесів у навколишньому природному середовищі й техногенно небезпечних об'єктах. Теоретичні питання спрямовані на підготовку до практичних дій, зокрема: ставити та формулювати завдання аналізу й синтезу екологічних управлінських структур; формувати цілі екологічного управління та визначати об'єкт екологічного управління; планувати та приймати управлінські рішення в екологічних системах. Матеріал є підґрунтям для практичної діяльності фахівців як дослідників та управлінців у галузі екологічної безпеки із застосуванням аерокосмічних технологій. *Ключові слова:* аерокосмічні технології, екологічна безпека, екологічна інформація, екологічна проблема, екологічні загрози, навколишнє природне середовище, процес прийняття інформаційних екологічних рішень, система підтримки екологічних інформаційних рішень, система управління екологічною безпекою, системний підхід, управлінські рішення.

**Problem statement and its interrelation with important scientific and practical tasks.** It is known that ensuring environmental security is a component of national security and determines the degree of protection of man, society and the state. An indicator of the effectiveness of the state's environmental policy is to minimize the impact of negative factors on human health and the state of the environment. Therefore, environmental security should be considered not only as one of the components of national security, but also as an integrator who is able, on the one hand, to consolidate society, and on the other – to ensure its progressive progress.

Ecological safety is a state and conditions of the environment in which ecological balance is ensured and protection of the environment is guaranteed: biosphere, atmosphere, hydrosphere, lithosphere, cosmosphere, species of fauna and flora, natural resources, preservation of human health and life.

According to Art. 50 of the Law of Ukraine "On Environmental Protection" ecological safety is a state of the environment when the prevention of deterioration of the ecological situation and human health is guaranteed. It is a set of actions, states and processes that do not directly or indirectly lead to vital losses (or threats of such losses) inflicted on the natural environment, individuals and humanity; a set of states, phenomena and actions that ensures the ecological balance on Earth and in any of its regions at a level to which humanity is physically, socio-economically, technologically and politically ready (can adapt without serious losses).

Environmental safety is determined in relation to the territories of the state, region, administrative regions and districts, settlements (cities and villages) or to economic facilities – oil and gas areas, industrial complexes, factories, factories and other objects of industry, transport, energy, chemistry, mining, communications, etc.

Ecological safety consists of ecological audit, monitoring, forecast of ecological situation development, ecological management. Carrying out of these actions provides processing and transfer of the information for formation of administrative decisions.

In the context of the above, there is a need for systematic consideration of issues of creating a system of support for environmental information solutions as a system of environmental security of the state.

**Analysis of recent research and publications.** The following publications are devoted to the issue of ensuring the ecological security of the state from the standpoint of a systemic approach [8; 9; 16; 17; 21]. The issues of ecological monitoring and ecological safety of regions and technogenic dangerous objects are considered in [6; 7; 10; 11; 22]. Information features of management decision support systems are defined in publications [5; 12; 15; 20]. Features of the use of aerospace technologies in environmental monitoring systems are considered in [13; 14; 18; 19; 23]. However, today there is no common understanding of technologies for obtaining environmental information decisions in the system of sup-

port for environmental decision-making. This prevents a more adequate definition of management decisions from a systemic standpoint and gives rise to different interpretations of it by both theorists and practitioners in making management decisions.

**Unresolved parts of the overall problem.** Usually, when considering the creation of a system of support for information environmental decisions as a system of environmental security of the state, the emphasis is mainly on certain technical aspects of creating the hardware of automated decision support systems. However, the issues of creating software (algorithmic software) need to be improved. Therefore, the issue of creating a system of support for environmental information solutions from the standpoint of a systematic approach should be considered relevant. According to this approach, "information environmental solutions" require detailed elaboration from the standpoint of a systems approach.

**The purpose of the article.** The purpose of the article is to consider "information environmental solutions" from the standpoint of system analysis and determination (justification) of management decisions in the direction of environmental safety.

**Presentation of the main research material.**

### **1. Features of application of the system approach to ensuring ecological safety of the state**

Systematic provision of ecological security of the state involves determining the purpose of environmental safety management – the creation of appropriate conditions for society, the functioning of the technosphere, self-reproduction of the natural environment. System management decisions are aimed at performing the following tasks:

- assessment of the levels of risk of occurrence of certain emergencies in specific areas or individual objects (aims to further develop measures to reduce the risk to an acceptable level, development of scenarios for responding to emergencies in case of their occurrence);
- classification of high-risk objects according to their levels of risk, capacity and environment according to the degree of their danger;
- classification of natural phenomena according to the levels of their occurrence, the scale of localization in space and time and the zone of their location according to the degree of danger;
- classification of situations around objects of increased danger according to the level of the situational response regime (everyday, high alert, emergency, state of emergency);
- development of scenarios of preventive actions and actions to eliminate negative consequences in accordance with the levels of situational response at facilities and territories;
- development of regulatory framework for environmental safety management;
- development of economic mechanisms to prevent and compensate for losses from man-made and natural hazards;

– formation of material, financial and human reserves for situational response to scenarios of prevention and liquidation of emergency situations.

It should be borne in mind that the activity of units of the Ministry of Defense of Ukraine significantly affects the state of environmental security of the state. It is possible to outline the following main elements of ecological danger that create separate parts of the military-industrial complex: the lack of resource-saving technologies in the production of military products; the problem of waste disposal; atmospheric pollution; land degradation; pollution of water resources; the problem of ammunition disposal.

Disposal of ammunition became an urgent need for Ukraine, as it was to Ukraine that the arsenals of troops of the former USSR stationed in Central and Eastern Europe were exported. Given the large number of storage facilities for ammunition and explosives, the conditions of their storage and the state of providing these facilities with systems of automatic control and monitoring, monitoring and firefighting, the risk of fires and explosions on them remains quite high. Emergencies that have occurred at these facilities in the last three years, and were accompanied by heavy material damage and human casualties, draw attention to the problem of man-made and socio-political security in the Armed Forces of Ukraine.

According to the State Emergency Service of Ukraine, during the liquidation of the consequences of emergencies during 2015–2018 related to explosions at ammunition storage warehouses (bases) of the Ministry of Defense, in accordance with their powers, the following were carried out:

1) measures to extinguish fires caused by detonation of ammunition, in particular in 2015 in Svativ district of Luhansk region 6 fires were eliminated, in 2017 in Balaklia district of Kharkiv region – 19 fires, in Kalinov district of Vinnytsia region – 7 fires, SES aircraft carried out 36 discharges of water (288 tons). In 2018, 39 fires were eliminated in Ichnia district of Chernihiv region, 148 water discharges (836 tons) were made by SES aircraft, 272 refueling of fire tanks (2449 tons of water), 47 refueling of wheeled vehicles (244 tons of water) and daily replenishment of the fire reservoir were carried out by SES units. with a volume of 200 cubic meters;

2) assistance was provided to local executive bodies in carrying out measures to evacuate the population, in particular: in 2015 from Svativsky district of Luhansk region – more than 5 thousand people were evacuated, in 2017 from Kalinov district of Vinnytsia region – more than 30 thousand people, from Balakliysky district of Kharkiv region – about 20 thousand people, in 2018 from Ichnia district of Chernihiv region – more than 12,5 thousand people;

3) works on clearing the territory from explosive objects outside warehouses (arsenals) were carried out, first of all within settlements, in particular during liquidation of an emergency situation on the territory: warehouses of missile and artillery armament of the Ministry

of Defense of Ukraine (Svatove, Luhansk region) more than 4,800 hectares, more than 22 200 explosive devices neutralized; 65 arsenals of the Armed Forces of Ukraine (Balakliya, Kharkiv region) cleared the territory with a total area of 31 thousand hectares, neutralized more than 29 thousand explosive devices; 48 arsenals of the Armed Forces of Ukraine (Kalinov district of Vinnytsia region) cleared the territory with a total area of 30 400 hectares, neutralized about 4,000 explosive devices; In the 16-kilometer zone adjacent to the 6th arsenal of the Armed Forces of Ukraine in Ichnia district of Chernihiv region, all 39 settlements around the arsenal were inspected and cleared of ammunition, as well as the territory with a total area of 79,7 thousand hectares was cleared and more than 100 thousand were neutralized. explosive objects.

The main task in the near future is to replace technology and technical re-equipment of enterprises. This requires significant investment, which due to the decline in production and unfavorable investment climate in the short term is not very real.

At this stage, the way out should be considered the implementation of non-capital, self-sustaining modernization using a systematic environmental approach, which should include a set of technological, managerial and economic improvements and innovations aimed at improving the environmental performance of production.

The environmental management system in enterprises should become an integral part of the overall management system. Decisions on the greening of production should be made on the basis of the conclusions and recommendations of the environmental audit.

The main systemic threats in the environmental sphere are:

1) significant anthropogenic disturbance and man-caused congestion on the territory of Ukraine, increasing risks of emergencies of man-caused and natural nature, including those related to hostilities on the territory of Ukraine;

2) irrational, depleting use of natural resources, both non-renewable and renewable;

3) negative socio-environmental consequences of the Chornobyl disaster;

4) deterioration of the ecological condition of water basins, exacerbation of the problem of transboundary pollution and water quality;

5) aggravation of man-caused condition of hydraulic structures of the cascade of reservoirs on the Dnieper River;

6) ineffectiveness of measures to overcome the negative consequences and other environmentally hazardous activities;

7) increasing the impact of harmful genetic effects in populations of living organisms, including genetically modified organisms, and biotechnology;

8) obsolescence and insufficient efficiency of toxic and environmentally hazardous waste disposal com-

plexes. Due to the lack of clear delineation of functions between ministries and departments, their duplication, the system of institutional support for regulation and control over compliance with environmental safety requirements also needs to be significantly improved. Departmental dispersion and duplication of control functions reduces their effectiveness and creates additional obstacles in the activities of business entities. In accordance with world and European practice, as in previous years, further development of existing and introduction of new mechanisms for regulating environmental safety is expected, in particular:

- identification of hazardous activities as the main criterion in assessing the state of environmental safety;
- licensing of hazardous activities as a tool for regulating the level of safety when working with hazardous substances and processes;
- environmental risk insurance;
- implementation of environmental audit as one of the possible tools for assessing the level of danger;
- application of the concept of “risk” as an integral indicator of possible environmental threats. Ensuring environmental security is not only a necessary condition for ensuring the right of Ukrainian citizens to a safe environment for life and health, guaranteed by Article 50 of the Constitution of Ukraine, but also an integral condition for advancing the state towards integration into the European community.

Accumulation of waste has become one of the most important factors of environmental pollution, negative impact on all its components. Therefore, limiting the amount of waste generated, expanding the scope of its disposal, disposal and environmentally sound disposal and consistently reducing their accumulation should be one of the most important tasks. Nuclear power plants are one of the largest producers of radioactive waste. At the sites of nuclear power plants, their primary processing and temporary storage is carried out.

The main burden on the environment in the industrial sector is borne by the enterprises of chemical, metallurgical, mining and electric power industries. Potentially ecologically dangerous objects, sudden emergence of emergencies, which can cause significant ecological damage, make a significant share in the structure of Ukrainian industry.

When applying a systematic approach to the environmental safety of the state, it should be borne in mind that the objects that pose an environmental hazard include: nuclear energy and nuclear industry; biochemical, biotechnical and pharmaceutical production; collection, treatment, storage, burial, disposal and utilization of all types of industrial and household waste; oil production, petrochemistry and oil refining; extraction and processing of natural gas, construction of gas storage facilities; chemical industry, including the production of plant protection products, growth stimulants, mineral fertilizers; textile production; metallurgy (black and non-ferrous); coal, mining, extraction

and processing of peat, spropel; production, storage, utilization and destruction of ammunition of all types of explosives and rocket fuel; production of electricity and heat based on fossil fuels; building materials industry (production of cement, asphalt concrete, asbestos, glass); pulp and paper industry; woodworking industry; mechanical engineering and metalworking; construction of hydropower and hydraulic structures and reclamation systems, including tailings and slag accumulators; construction of airports, railway junctions and stations, bus stations, river and sea ports, railways and highways, subways; animal husbandry (livestock complexes more than 5 000 heads, poultry farms); food production (meat plants, dairies, sugar factories, distilleries); processing of products and processing of animal waste; construction of sewage systems and treatment facilities, etc.

On the territory of Ukraine there are 109 warehouses for centralized storage of chemical plant protection products and about 5 000 warehouses located in farms of various forms of ownership. As of January 1, 2014, there were 436 521 tons of unusable and prohibited for use in agriculture chemical plant protection products in Kyiv region. There are 183 warehouse buildings (out of the total number) in the Kyiv region, where pesticides were previously stored, among which 137 are in unsatisfactory condition, 30 – in satisfactory condition and 16 – in good condition.

In general, inactive pesticides are a powerful source of contamination of soils and crops grown in the immediate vicinity of the warehouses. Unsuitable pesticides are capable of migrating into food chains and spatial migration and are a potential threat to consumers of agricultural products. Criteria for soil and plant contamination are hygienic standards for pesticides. The degree of soil contamination by unsuitable pesticides is recommended to be used as a regional indicator of the possibility of green growth of agroecosystems.

We should also mention the enterprises of the space industry. Ecological safety at the enterprises of space industry is provided by performance of measures which are provided by the resolution on quality of STP 155.1.91.195-2004 which is harmonized with the basic provisions of the international standards of the ISO 14000 series, and the standard of the enterprise STP 155,1.14.182-2001. Organized environmental protection services. Verification of compliance with environmental safety requirements is carried out by sanitary epidemiological stations, environmental inspections and regional divisions of the Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine. To reduce the impact on the environment, enterprises use galvanic-chemical effluent neutralization stations, ponds – ash sludge settlers and treatment facilities.

Objects of increased ecological danger are enterprises that use in their production activities galvanic, paint and foundry production (SE “VO” Southern Machine-Building Plant named after O.M. Makarov”, PJSC “Hartron”, DNVP “Union Communist”, Kyivprilad,



SPB Arsenal). Increased environmental hazard is also an object of increased hazard of the 2nd class “Test station of liquid rocket engines and other rocket systems” (SE “CB” Southern”, SE “VO” Southern Machine-Building plant named after O.M. Makarow”).

**2. Classification of management environmental decisions. General characteristics and features of management information environmental decisions**

It is proposed to systematize management environmental decisions as a set of three branches of decisions: information, organizational and operational decisions (fig. 1).

Information solutions involve obtaining reliable information about the state of the environment and man-made objects (critical infrastructure).

Organizational solutions determine the required organizational and automated structure required to achieve a specific management goal (environmental safety, ecological balance, environmental protection: biosphere, atmosphere, hydrosphere, lithosphere, cosmosphere, species of fauna and flora, natural resources, health and human activities).

Operational solutions determine the ways to achieve a certain goal and include: the distribution of specialists and technical means, the task of actions, delivery of tasks to subordinates.

*Environmental information solutions* determine which data obtained from different sources are considered true. To manage environmental safety, the manager (decision maker (DM)) does not need an absolute reflection of the situation: excessive detail will only complicate it. The level of detail must correspond to the specific task: the model must be adequate. Thus, making an information decision means not only separating the right information from the wrong (from misinformation), but also a reasonable generalization, the elimination of unnecessary details.

Making an information decision also involves assessing the quality of the decision, the degree of its reliability and the level of generalization. The leader must know how close his decision is to the truth. The information decision is the source material for operational and organizational decisions.

Information decisions are based on a plausible model of what is happening. It is easiest to make an information decision when there is a minimum number of two alternative solutions that are independent of each other. Then the decision on each alternative is at the same time part of the general stage decision, and the decisions on all alternatives make the general information decision. Transformation of a multi-alternative solution into a simple one, i. e. into a minimum of independent two-alternative solutions, is part of the general methodology of preparation of information solutions.

From the standpoint of a systems approach, it is possible to propose the following defini-

tion of the category “managerial environmental decision-making”: decision-making is a process that begins with identifying a problematic environmental situation and ends with choosing a solution, i.e. choosing actions to address the problem and ensure environmental safety.

The process of making environmental management decisions is influenced by many different factors. The most important of these are:

- the degree of risk of the wrong decision – it is understood that there is always the possibility of making the wrong decision, which may adversely affect the organization (increasing the responsibility of DM);
- the time allotted to DM for decision-making (in practice, most managers do not have the opportunity to analyze all possible alternatives, feeling the lack of time);
- the degree of support for DM by the team – this factor takes into account the fact that new managers are not perceived immediately. If the understanding and support of other managers and subordinates is not enough, the problem should be eliminated at the expense of their personal traits, which should contribute to the implementation of decisions.
- personal qualities of DM – one of the most important factors. No matter how managers make decisions and are responsible for them, they must have the ability to make the right decisions.
- policy of the organization – in this case, the subjective factor is taken into account when making an environmental decision (cost, prestige, ease of implementation – all this can affect the adoption of a decision).

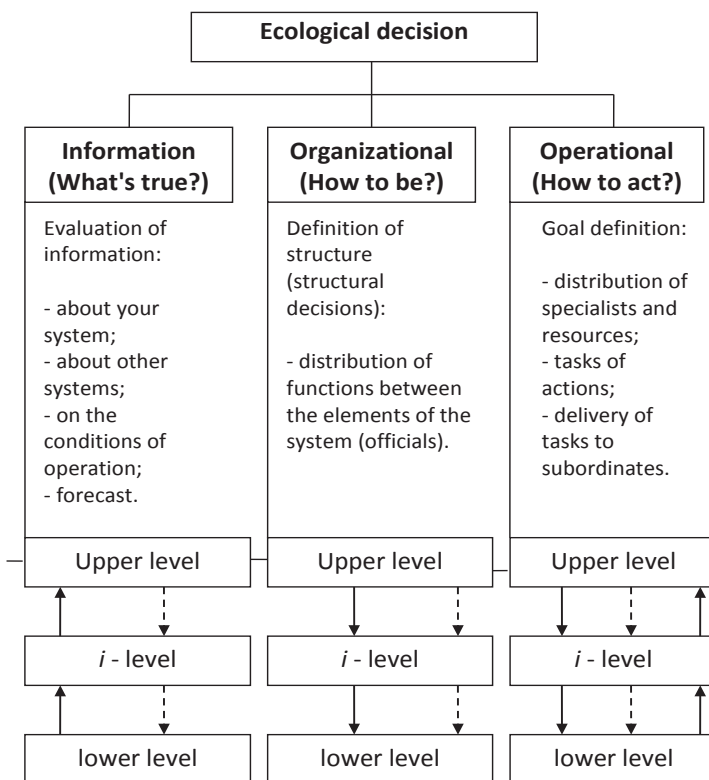


Fig. 1. Classification of management environmental decisions

The end result of decision-making is the managerial environmental decision, which appears as the primary, basic element of the management process, ensuring the functioning of the ecological system through the relationship of formal and informal, intellectual and organizational-practical aspects of management. Management environmental decision is a tool to influence the object of management and its individual subsystems, an important part of the formation and implementation of management relations in the organization; forms the basis for the implementation of each management function.

### 3. The process of making environmental information decisions

It is possible to identify two main areas of environmental safety: regulatory and descriptive.

Representatives of the normative approach focus on the development of organizational, informational and methodological principles of rational environmental decision-making. The normative approach elaborates the “rules of the road” in management work, compliance with which should ensure the adoption of a rational environmental decision.

The descriptive approach is aimed at an empirical study of the behavior of individuals and groups of people in the decision-making process. It aims to determine the patterns of formation in the process of interaction of the initial parameters of the problem to be solved and the characteristics of the decision-maker.

Within the framework of the normative approach, the procedure (general technology) of making managerial ecological decisions is first of all investigated.

The simplest technology for making environmental information decisions is intuitive. Under intuitive technology, the experience of decision-making in similar (similar) situations, which has accumulated by the subject of management and determines the decision itself. Therefore, if in the past accumulated experience of the subject of management no similar decisions have been made, the probability of making a wrong decision increases. The advantage of intuitive technology is the speed of decision-making, and the main disadvantage – a high probability of error.

The rational technology of decision-making is more perfect, but the concrete order of passing of separate stages is not reflected. Thus in the course of preparation of the information ecological decision on rational technology there is a necessity of specification or adjustment of results of the following stages: the diagnosis of an ecological problem, accumulation of the information on an ecological problem; development of alternatives, evaluation of alternatives, decision making.

#### *Diagnosis of environmental problem:*

– identification and description of the problematic environmental situation (means awareness and reflection in any form of the contradiction between changes in the environment of the ecosystem and its ability to ensure environmental safety under such conditions);

– establishing the purpose of solving the problematic environmental situation (determining the desired end result of solving the problematic environmental situation);

– identification of criteria for making management decisions (determination of features on the basis of which the assessment of the solution of the problematic environmental situation will be conducted, as well as the ordering of these features according to the degree of importance).

*The accumulation of information* about an environmental problem means the collection and processing of various information about the problem under consideration. The quality of solving the problem depends on the quality of information about it. The quality of information materials in turn is assessed using the following criteria:

– objectivity is an integral criterion that combines the following partial criteria: completeness of information (determined by the availability of information, including contradictory, which is necessary and sufficient for decision-making); accuracy of information (the degree of conformity of the information to the original); consistency of information (separate parts of the same information should not contradict each other); persuasiveness of information (proof of information that makes you believe in its authenticity);

– conciseness – is the brevity and clarity of the information (achieved through high convolution of information without losing its necessary completeness);

– relevance – is the compliance of information with objective information needs;

– timeliness – is the ability to meet the information need within a reasonable time;

– communicativeness – is the property of information to be clear to whom it is addressed.

*The development of alternatives* means the development, description and compilation of a list of all possible options for action to address the problematic environmental situation.

*Evaluation of alternatives.* The content of this stage is to test each alternative found by the criteria: realism (the possibility of its implementation in general, taking into account external circumstances that do not depend on the ecosystem itself); legal restrictions; capabilities of existing technologies; moral and ethical norms, etc.; compliance with the resources available to ATS; acceptability of the consequences of the implementation of the alternative.

In the process of identifying the possible consequences of the implementation of each alternative must take into account not only the main (related to achieving the goal), but also side effects.

*Decision making.* At this stage, the comparison of alternatives by the expected effects of their implementation and the selection of the best alternative in the institution of the criteria identified at the stage of diagnosis of the problem.

#### 4. Technology of information solutions in ecosystems

From the standpoint of a systems approach, it is possible to propose the following basic methods of preparing information decisions in ecosystems for implementation in environmental decision support systems: data comparison method (correlation method); data filtering method; situation recognition method.

##### 4.1. Method of comparing data of ecological observations

The first stage is data grouping. It is most convenient to group data by creating a matrix of messages in which solutions (alternatives) are located vertically, and data sources are located horizontally. The intersection of rows and columns fits the content of messages. The matrix of messages must be compiled so that it contains all available data (regardless of the reliability of the source). It should also contain all possible information solutions related to the situation (regardless of the quality of the data involved in this decision).

When determining the operational weight (importance) should take into account the characteristics of information sources and conditions of observation. Mathematically, the weight can be represented as the probability that the message is true. Formal method of determining the weight of determining the presence of the relevant observation factor. Assuming the independence of the factors, the conditional probability of the truth of the message is calculated. The operation of determining the weight should be performed on electronic computers. For environmental monitoring equipment, such data (e. g., probability of correct detection and probability of false alarm for environmental monitoring equipment) are an important part of the environmental communication. Sometimes it is easier for DM to give a general assessment of the reliability of environmental information without resorting to a detailed analysis of the message. For an electronic computer, such an analysis is inevitable, and the degree of its detail is determined by the participation of DM in a particular stage of work. After determining the weight of the messages, the data can be reduced to a more compact form using weights (reliability).

For each decision two thresholds are defined: top and bottom. The size of the upper threshold should take into account the level of risk when making a positive decision. The lower limit is set based on similar considerations: the greater the a priori probability and the higher the responsibility, the lower the threshold. The decision is made based on a comparative procedure: if the weight exceeds the upper threshold, the alternative is accepted, if below the lower threshold –

is rejected, in the intermediate case, additional data are required (additional environmental observations).

Thus, the decision is made, the weight of which is the maximum. The method of data comparison should be used to organize the program of action, as a person, and technical means.

##### 4.2. Method of filtering data of ecological observations

The essence of the filtering method is that the solution of environmental problems is based on the comparison of the received information messages with a set of pre-formulated independent features, each of which is assigned “weight” (importance). This mortgage is a filter. In this case, the filter is considered as a substantiated by experience and theory system of semantic and logical intersections between the properties of the ecological situation, the object of observation, event, phenomenon and its external manifestations, signs. The features included in the filter are treated as filter parameters. Thus data of ecological supervision are classified, and further their reliability is estimated. After that, a separate decision is made on each of the filter parameters: is there a corresponding sign or not. Informational environmental decision is made based on confirmed features by comparing their total weight with the threshold.

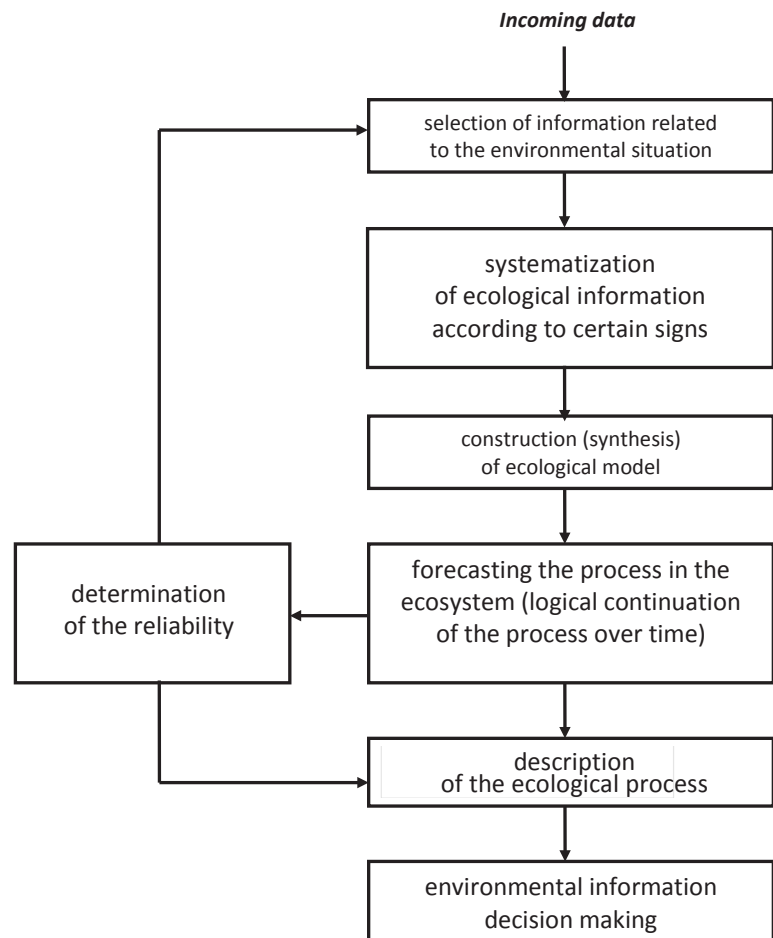


Fig. 2. Scheme of recognition of the ecological situation

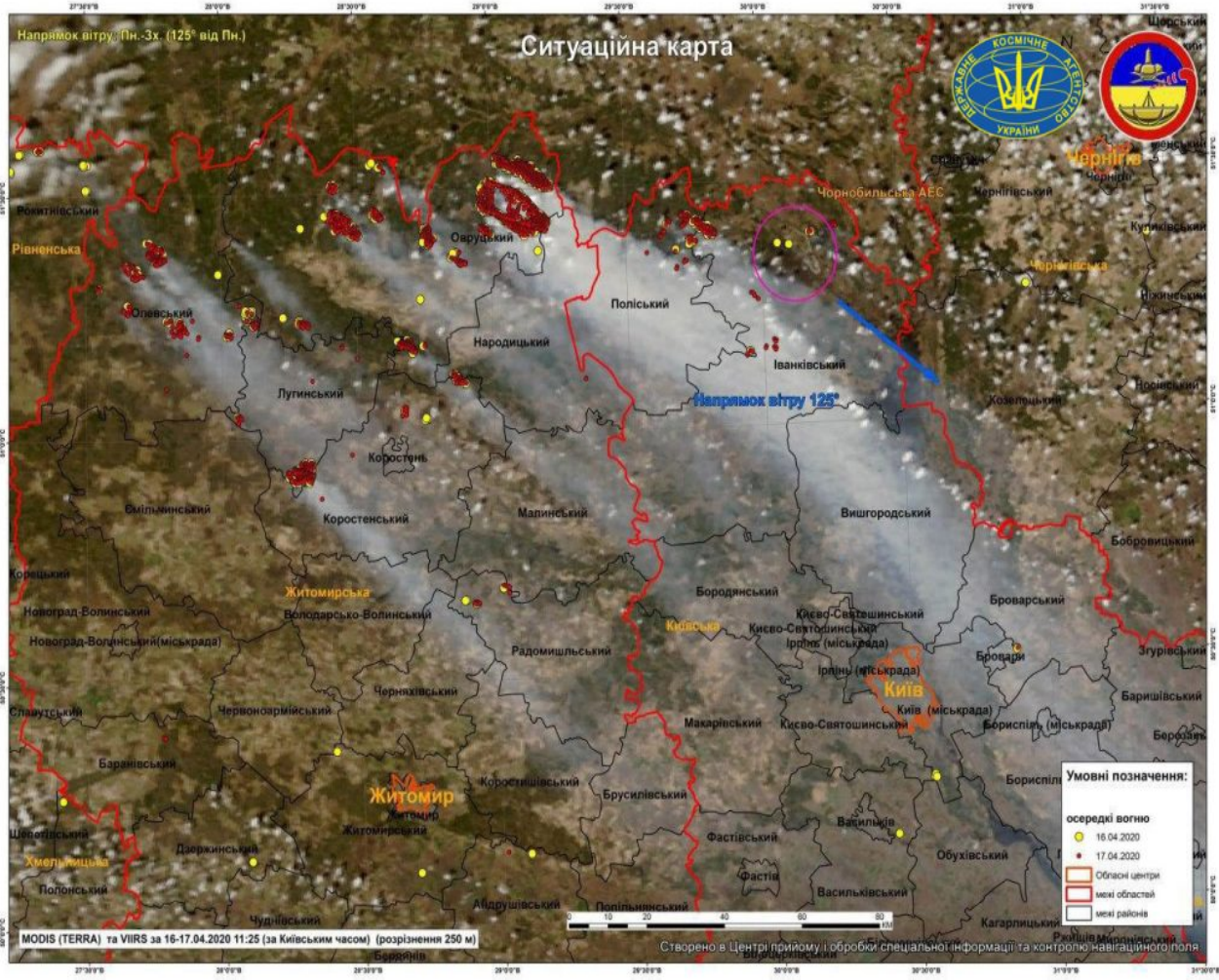


Fig. 3. Situational map of environmental monitoring

The main advantage of the filtering method is its relative simplicity (there is no complicated and ambiguous procedure for determining comparable features in different messages). But the disadvantage is that the data, which is canceled by the filter parameters, is no longer used. This is a certain conservatism, contempt for “insignificant” information that can be used in the future.

Thus, the filtering method contains the following steps: data analysis with filter parameters; detection of confirmations; determination of weights; data aggregation; compare with the threshold; making an information decision.

From the given brief description it is clear that the filtering method provides a reasonable selection of parameters and accurate determination of their weight in the solution. This must be done in advance. Therefore, this method should be used in automated decision support systems at the level of object observation.

#### 4.3. Method of recognizing the ecological situation

A situation is a set of events that develop in time and space and have environmental consequences. It is assumed that the consequences can be clearly articulated and important. The fundamental novelty

of the method of recognizing the ecological situation is that the properties of the process are considered dynamically, over time.

The recognition procedure contains the following stages (fig. 2).

1. Selection of information about the situation (i. e., the situation and the process of its development) from the general flow of information.
2. Analysis of this information, division into parts that relate to various features of the situation and process.
3. Definition of signs, i. e. restoration of a situation and process of its development, proceeding from the received information.
4. Forecasting, determining possible consequences.
5. Determining the level of reliability of the forecast and comparing it with the original information, eliminating contradictions.
6. Arranging descriptions in general.
7. Decision making.

The peculiarity of the information decision using the method of situation recognition is that the decision concerns the situation of the whole ecosystem, and not individual features and facts. In this case, when mak-

ing an information decision, special importance must be given to the completeness and integrity of the initial information (input data).

The method of recognizing the environmental situation should be used in systems to support environmental solutions using remote sensing systems of the Earth, the use of aerospace technologies.

The space industry is a science-intensive and strategic industry that forms the image of Ukraine as a country with high innovation and intellectual potential. The space industry is not just about launching rockets and training astronauts, it is, first and foremost, technologies that can be used in many projects, from agricultural to defense, from educational to telecommunications. Today, the use of satellite imagery to solve crimes against the environment is being considered.

The application of the method of recognizing the ecological situation was carried out by the authors together with the specialists of the National Center for Space Management and Testing in the study of the causes of fires in the Chornobyl zone (fig. 3).

In 2020, the National Space Management and Testing Center, the State Space Agency and the NPU Water and Air Support Department plan to work together to prevent and detect environmental crimes, drug crimes and smuggling.

Also, due to the use of remote sensing of the earth's surface, it is possible to establish areas of probable cultivation of narcotic substances; place, time and vessels involved in pollution of the exclusive maritime economic zone of the state.

**Conclusions and suggestions.** The article considers the problems of creating a system of support for environmental information solutions as a system of environmental security of the state. From the standpoint of a systematic approach, which determines the components of the management system of a complex object, environmental safety consists of environmental audit, monitoring, forecast of the environmental situation, environmental management. Carrying out of these actions

provides processing and transfer of the ecological information for formation of administrative decisions.

The application of a systematic approach to ensuring the environmental security of the state involves addressing the following issues: classification of environmental management decisions; determination of features of managerial information ecological decisions; making informational environmental decisions; application of information solutions technology in ecosystems.

When applying a systematic approach to ensuring the environmental security of the State, it is expedient to determine the tasks to which management information decisions in the environmental security management system are aimed, as well as the main systemic threats in the environmental sphere.

It is determined that managerial environmental decisions should be formalized as a set of three branches of decisions: informational, organizational and operational decisions.

In the process of preparation of the information ecological decision on rational technology there is a necessity of specification or adjustment of results of the following stages: the diagnosis of an ecological problem, accumulation of the information on an ecological problem; development of alternatives, evaluation of alternatives, decision making.

The considered questions about ecological management decisions can be applied to creation of system of support of ecological decisions and modeling of ecological processes in environment and technogenic dangerous objects. Theoretical questions are aimed at preparing for the following practical actions: to set and formulate the task of analysis and synthesis of environmental management structures; to form the purposes of ecological management and to define object of ecological management; plan and make management decisions in ecological systems. The material is the basis for the practical activities of specialists as researchers and managers in the field of environmental safety with the use of aerospace technologies.

### References

1. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики на період до 2020 року : Закон України від 21 грудня 2010 р. № 2818-VI / Верховна Рада України. URL: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/2818-17>.
2. Про національну безпеку України : Закон України від 21 червня 2018 р. № 2469-VIII / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2469-19#Text>.
3. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року : Закон України від 28 лютого 2019 р. № 2697-VIII / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2697-19#Text>.
4. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. Київ : Міністерство екології та природних ресурсів України ; ФОП Грінь Д.С., 2017. 308 с.
5. Биченок М.М. Основи інформатизації управління регіональною безпекою. Київ : ІПНБ, 2005. 196 с.
6. Білявський Г.О., Фурдуй Р.С., Костіков І.Ю. Основи екології. Київ : Либідь, 2005. 408 с.
7. Моніторинг довкілля : підручник / В.М. Боголюбов, М.О. Клименко ; за ред. В.М. Боголюбова, Т.А. Сафранова. Херсон : Грінь Д.С., 2016. 530 с.
8. Бондар О.І., Mashkov O.A., Abidov S.T. Системний аналіз небезпеки у зоні проведення Антитерористичної операції на сході України: біосферні конфлікти та транскордонне забруднення. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. Київ : ДЕА, 2015. № 9. С. 5–26.
9. Верес О.М. Оцінювання проекту системи підтримки прийняття рішень. *Вісник Національного університету «Львівська політехніка»*. 2010. № 673. С. 69–77.

10. Екологічна безпека та економіка : монографія / М.І. Сокур, В.М. Шмандій, Є.К. Бабець, В.С. Білецький, І.Є. Мельнікова, О.В. Харламова, Л.С. Шелудченко. Кременчук : ПП Щербатих О.В., 2020. 240 с.
11. Іванюта С.П. Екологічна безпека регіонів України. *Стратегічні пріоритети*. 2013. № 3(28). С. 157–164.
12. Каменева І.П., Артемчук В.А., Яцишин А.В. Модели представления и преобразования данных в задачах экологического мониторинга урбанизированных территорий. *Электронное моделирование*. 2016. № 2. С. 49–66.
13. Машков О.А., Васильев В.Э., Фролов В.Ф. Методы и технические средства экологического мониторинга. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. Київ : ДЕА, 2014. № 5. С. 57–67.
14. Машков О.А., Качалин И.Г., Синицкий Р.Н. Проектирование и разработка автоматизированной системы сбора и обработки геофизической информации. *Моделювання та інформаційні технології* : збірник наукових праць Інституту проблем моделювання в енергетиці. Київ, 2005. Вип. 29. С. 57–64.
15. Ісасенко В.М., Лисиченко Г.В. Моніторинг і методи вимірювання параметрів навколишнього середовища : навчальний посібник. Київ : Вид-во Національного авіаційного університету «НАУ-друк», 2016. 312 с.
16. Настасенко О.Г., Бондар О.І., Машков О.А. Системний підхід щодо ліквідації екологічної катастрофи у зоні Антитерористичної операції. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. Київ : ДЕА, 2014. № 6. С. 5–20.
17. Нижник Н.Р., Машков О.А. Системний підхід в організації державного управління. Київ : УАДУ при Президентові України, 1998. 160 с.
18. Обробка геофізичних сигналів у сучасних автоматизованих комплексах / М.Ф. Пічугін, О.А. Машков, І.М. Сашук, В.А. Кирилюк. Житомир : ЖВІРЕ, 2006. 176 с.
19. Попов М.О. Інтеграція геоінформаційних, космічних та Інтернет-технологій – основа об'єктивної, оперативної та вірогідної інформації про Землю. *Геоінформатика*. 2004. № 4. С. 63–69.
20. Романченко І.С., Сбітнев А.І., Чумаченко С.М. Інформатизація системи екологічного моніторингу в Збройних Силах України. *Наука і оборона*. 2005. № 4. С. 36–44.
21. Логіко-когнітивні моделі темпоральної дійсності під час прийняття оперативних рішень у кризових умовах функціонування техногенних систем (Ч. I) / Р.Л. Ткачук, Л.С. Сікора, Н.К. Лиса, Б.І. Федина. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2018. Т. 28. № 8. С. 107–116.
22. Шапарь А.Г., Емец Н.А., Бугор А.Н. Аналитическая составляющая (база знаний) системы экологического мониторинга. *Екологія і природокористування* : зб. наук. праць ІППЕ НАН України. 2013. Вип. 17. С. 181–187.
23. Автоматизовані інформаційні системи підтримки прийняття управлінських рішень у галузі екологічної безпеки / А.В. Яцишин, О.О. Попов, В.О. Артемчук, В.О. Ковач, І.С. Зінов'єва. *Інформаційні технології і засоби навчання*. 2019. Т. 72. № 4. С. 286–305.

## ОЦІНКА ФАКТОРІВ РОЗВИТКУ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ТУРИСТИЧНОЇ ДЕСТИНАЦІЇ

Патрушева Л.І., Непсіна Г.В., Сербулова Н.А.

Медичний інститут

Чорноморського національного університету імені Петра Могили

вул. 68 Десантників, 10, 54003, м. Миколаїв

lpatruseva2@gmail.com, annanep.dan@gmail.com, leto0412leto@gmail.com

Туризм – одна з галузей світової економіки, що найбільш динамічно розвиваються. Останнім часом спостерігається підвищений інтерес до такої форми туристичної діяльності, як екологічний туризм, який впевнено займає відповідну нішу в туристичній індустрії України. Сьогодні все більше туристів прагне відпочивати в екологічно комфортних умовах, спілкуватися з природою в процесі туристичних подорожей. Головна цінність екологічного туризму – унікальна можливість пережити почуття єдності з природою. Україна, як держава, розташована в центрі Європи, має багаті природні ресурси та самобутню історико-культурну спадщину, а також усі передумови для сталого розвитку економіки завдяки надходженням від сфери туризму. В умовах сучасної політичної ситуації в Україні відбувається трансформація усталених туристичних маршрутів. Одним із пріоритетів соціально-економічного розвитку Миколаївщини є модернізація і розвиток туристичної сфери Миколаївської області. Це спрямовано на поліпшення якості життя населення, якості послуг, формування постійного туристичного потоку та залучення прямих іноземних інвестицій в економіку області. Сьогодні значної уваги потребує аналіз сучасного стану рекреаційного комплексу Миколаївщини, виділення найбільш привабливих регіонів для розроблення перспективної мережі маршрутів, виявлення позитивних і негативних змін у рекреаційно-туристичній діяльності області. У представленій статті також надано визначення терміна «дестинація», його характеристику; охарактеризовано поняття «сталий туризм»; визначено сутність і принципи сталого розвитку туризму; наведено показники, що використовуються як індикатори сталого розвитку туризму. *Ключові слова:* дестинація, туризм, туристична діяльність, екологічний туризм, рекреація, фактори розвитку, Миколаївський регіон.

### **Evaluation of development factors of Mykolaiv tourist destination. Patrusheva L., Niepsina A., Serbulova N.**

Tourism is one of the fastest growing sectors of the world economy. Recently, there has been an increased interest in such a form of tourism activity as eco-tourism, which is firmly occupying a niche in the Ukrainian tourism industry. Today, more and more tourists want to relax in ecologically comfortable conditions, to communicate with nature during their trips. The main value of eco-tourism is the unique opportunity to experience a sense of unity with nature. Ukraine, as a country located in the center of Europe, has rich natural resources, distinctive historical and cultural heritage and all the prerequisites for sustainable economic development at the expense of tourism revenues. Given the current political situation in Ukraine, the transformation of established tourist routes is underway. One of the priorities of socio-economic development of Mykolaiv region is the modernization and development of the tourism sphere. This is aimed at improving the quality of life of the population, the quality of services, forming a constant tourist flow and attracting foreign direct investment in the economy of the region. Today, much attention is needed to analyze the current state of the recreational complex of Mykolaiv region, identification the most attractive regions for the development of a promising network of routes, identification the positive and negative changes in the tourist activities of the region. Thus Mykolaiv region has the opportunity of increasing of tourist activity. It is possible to say, that a region has pre-conditions for perspective development of curatively-health, naturally-cognitive, scientifically-educational, rural, water, ethnic, sporting-health, active, excursion and other types of tourism. One of the most perspective types of rest there is ecological tourism. *Key words:* destination, tourism, tourist activity, eco-tourism, recreation, factors of development, Mykolaiv region.

**Постановка проблеми.** Сучасний туризм [2] – це вагомий чинник розвитку регіонів завдяки надходженням від зростаючих туристичних потоків, залучення інвестицій у формування місцевої інфраструктури, ефективного використання природно-рекреаційних та історико-культурних ресурсів території, її активного включення у національну та міжнародну торгівлю послугами. За даними Всесвітньої туристичної організації (ЮНВТО), очікується, що кількість міжнародних туристських прибуттів в усьому світі до 2030 року буде збільшуватися в середньому на 3,3 % щороку і становитиме 1 млрд 800 млн подорожуючих [2].

**Актуальність дослідження.** Надзвичайно інтенсивний темп життя, незадовільний стан середовища

існування змушують міських мешканців шукати недоторкані куточки природи для відновлення духовних сил. Одним із засобів такої рекреації є екологічний туризм – вид туристичної діяльності, метою якої є пізнання особливостей мало змінених природних і традиційно культурних ландшафтів за умови збереження їхнього різноманіття [5; 6].

Україна, як держава, розташована в центрі Європи, має багаті природні ресурси, самобутню історико-культурну спадщину та всі передумови для сталого розвитку економіки завдяки надходженням від сфери туризму [2].

Для розвитку екологічного туризму Миколаївська область має надзвичайно сприятливі передумови: теплий клімат, приморське розташування, різно-

манітну геологічну будову, особливий органічний світ, вигідне географічне положення, наявність різноманітних об'єктів природно-заповідного фонду. Забезпечити потреби відпочиваючих, на нашу думку, можливо за умов визначення мережі відповідних еколого-туристичних маршрутів [5; 6].

**Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями** полягає у розкритті визначення «туристична дестинація», дослідженні методів оцінювання рекреаційної якості території, проведенні оцінки еколого-туристичних ресурсів Миколаївської області.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Споживання туристичного продукту переважно відбувається у визначеному туристом місці, тобто означене територіально. Цю місцевість прийнято трактувати як туристичну дестинацію [2]. ЮНВТО вважає туристичну дестинацію основним місцем призначення туристичної поїздки, територією, відвідання якої посідає центральне місце у виборі подорожувати. Місцева туристична дестинація – це фізичний простір, в якому відвідувач проводить не менше однієї ночі. Вона включає туристичні продукти, допоміжні послуги та пам'ятки, а також туристські ресурси, відвідування яких разом із дорогою туди і назад займає не менше одного дня. Місцеві дестинації включають різні зацікавлені сторони, у багатьох випадках співпрацюють із територіально близькими об'єктами, підприємствами і громадами [2; 4].

Європейська Комісія (2000) визначила дестинацію як «територію, яка окремо ідентифікується і підтримується для туристів як місце відвідування, й у межах якої туристичний продукт виробляється одним чи декількома закладами або організаціями» [13, с. 3]. У новій редакції Закону України «Про туризм» зазначається, що «дестинація (туристична) – місце призначення туристичної подорожі (туристичної поїздки, туру, екскурсії), місце відвідування (територія, місцевість, місто, населений пункт, туристичний центр) особами, які не проживають постійно в цій місцевості і не належать до категорії місцевого населення» [2, с. 1].

Здобуття Україною незалежності та інтеграція до світового економічного простору ускладнили процеси формування вітчизняної туристичної дестинації та зумовили необхідність обґрунтування методів підвищення ефективності розвитку українського туризму, що потребує оцінки сучасної системи туристичних дестинацій різного рівня [3]. В умовах сучасної політичної ситуації в Україні відбувається трансформація усталених туристичних маршрутів. Туристи, які традиційно подорожували до Криму, змушені шукати альтернативні місця відпочинку. В цьому випадку туристичні потоки частково будуть спрямовані до Південно-Східної Європи і Туреччини, а більша частина українців з огляду на наявні фінансові можливості буде залишатись на батьківщині та визначати місця відпочинку в приморських облас-

тах [5–7]. Отже, слід очікувати збільшення кількості туристів в Одеській, Херсонській та Миколаївській областях. Враховуючи прикордонне розташування Херсонської (Крим) та Одеської (Придністров'я) областей, Миколаївська має найбільш сприятливе та безпечне положення, тобто є найбільш привабливою для спокійного відпочинку [5; 7].

Розвиток рекреаційної галузі у Миколаївському регіоні визначено Програмою соціально-економічного розвитку зон відпочинку Чорноморського узбережжя Миколаївської області (2004), Програмою розвитку туризму в Миколаївській області на 2002–2010 рр., Розпорядженням Миколаївської обласної державної адміністрації «Про основні напрями розвитку туризму в Миколаївській області на 2013–2014 роки», Програмою розвитку туристичної галузі м. Миколаєва до 2020 року та Програмою розвитку туризму та курортів у Миколаївській області на 2016–2020 роки.

Останнім часом проблемами розвитку туризму в Українському Причорномор'ї займається багато вчених: А. Молодецький, Г. Мінчева, О. Топчієв, С. Харічков, Т. Чичкалюк та інші. Питання визначення поняття «територія, яка приваблює туристів» висвітлюється в роботах вітчизняних та іноземних дослідників: І.Т. Балабанова, В.А. Квартальнова, М.О. Омуша та О.В. Музиченко-Козловської, С. Медліка тощо. Сутність туристичних дестинацій, закономірності їхнього розвитку та роль у світовій системі туризму досліджували закордонні: Н. Лейпер, М. Портер, Ф. Котлер, Р. Батлер, Х. Кім, К. Гунн, Б. Річі, Дж. Крауч, та вітчизняні вчені: В. Азар, О. Виноградова, О. Любичева, В. Цибух, Л. Дядечко, Т. Ткаченко, В. Данильчук.

Привабливість Миколаївщини для розвитку туризму досліджували такі науковці: А. Іванов, В. Кулаков, С. Січко, О. Деркач, Г. Коломієць, С. Тарашук, Т. Чичкалюк, С. Лебідь, М. Романенко та інші вчені.

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** Сьогодні значної уваги потребує аналіз сучасного стану рекреаційного комплексу Миколаївщини, виділення найбільш привабливих регіонів для розроблення перспективної мережі маршрутів, виявлення позитивних і негативних змін у рекреаційно-туристичній діяльності (далі – РТД).

**Новизна** дослідження пов'язана з визначенням стратегії ефективного розвитку миколаївської туристичної дестинації, максимальним використанням її конкурентного потенціалу для вигідного вирішення на фоні інших дестинацій.

**Методологічне або загальнонаукове значення** авторського доробку полягає в подальшому аналізі сучасного стану розвитку та функціонування рекреації в Миколаївській області, що дасть змогу визначити стратегії та розробити плани конкретних дій. Це надалі забезпечить якість економічного зростання регіону.



**Виклад основного матеріалу.** Важливими факторами розвитку туристичної галузі є природно-рекреаційний та історико-культурний потенціал. Одним із пріоритетів соціально-економічного розвитку Миколаївщини є модернізація і розвиток туристичної сфери області, що спрямована на поліпшення якості життя населення, якості послуг, залучення прямих іноземних інвестицій в економіку регіону [9].

Вигідне економіко-географічне положення Миколаївської області, сприятливі кліматичні умови, насамперед вихід до Чорного моря, наявність історико-культурних пам'яток, неповторних краєвидів, багатой природної спадщини створюють сприятливі умови для формування туристично-рекреаційного комплексу. Миколаївська область володіє значним рекреаційним потенціалом – морські піщані пляжі довжиною близько 140 км; живописні ландшафти Південного Бугу; численні водосховища; джерела мінеральної води; запаси лікувальних грязей, особливо Тілігульського та Бейкуського лиманів; 141 об'єкт природно-заповідного фонду (далі – ПЗФ), площею близько 75,5 тис. га або 3,07 % території області, тощо [9; 8]. Основу оздоровчо-лікувального комплексу становлять зони відпочинку Коблеве, Рибаківка, Чорноморка та Очаків [9; 14].

Останнім часом альтернативою санаторно-курортному відпочинку в області стає сільський (зелений) туризм. В області нараховуються 74 об'єкти зеленого туризму [9; 14].

У комплексі рекреаційних ресурсів особливе місце займають розміщені в містах і селах культурно-історичні ресурси Миколаївщини: Миколаївський зоопарк, найстаріший в Україні яхт-клуб, музей ракетних військ стратегічного призначення (є лише 2 у світі – один у Миколаївській області, другий – у США), найперша в Україні Миколаївська астрономічна обсерваторія (розташована в будівлі – пам'ятці архітектури національного значення, 1821–1827 рр.), єдиний в Україні музей суднобудування і флоту (розташований у пам'ятці архітектури національного значення – Будинку штабу флоту, 1796 р.), пам'ятка архітектури національного значення «Офіцерське зібрання» (1820 р.), пам'ятка архітектури місцевого значення «Комплекс будівель водолікарні доктора Кенігсберга» (1901 р.), «Ворота і мур суднобудівної верфі» (пам'ятка архітектури національного значення у місці, з якого починалося м. Миколаїв, 1838–1842 рр.), Миколаївський обласний краєзнавчий музей (розташований у пам'ятці архітектури національного значення «Старофлотські казарми», 1850 р.), єдиний у світі діючий пам'ятник художнику – Миколаївський обласний художній музей ім. В.В. Верацагіна, Свято-Миколаївська церква (1817 р.), католицький костел (1896 р.), синагога (1822 р.), караїмська кенаса (1841 р.), старий цвинтар XVIII–XX ст., водогінна вежа XIX ст. тощо [9–11], а також всесвітньо відомий національний історико-археологічний заповідник «Ольвія» (с. Парутине

Очаківського р-ну) та о. Березань (залишки поселень стародавніх греків) – складник частина заповідника «Ольвія» [12]. У Новобузькому р-ні збереглася Пелагіївська церква XIX ст., у м. Очаків – Свято-Миколаївська церква, у м. Первомайську – Свято-Катеринівська церква [11; 14] та інші об'єкти, які забезпечують постійний туристичний інтерес до нашого регіону.

Підґрунтям розвитку екологічного туризму є достатня забезпеченість краю відповідними рекреаційно-туристичними ресурсами. Насамперед це природні ресурси – ландшафти, компоненти природи, які використовуються у сфері рекреації та туризму (геологічні, орографічні, гідрологічні, кліматичні, ґрунтово-рослинні, фауністичні). Місцями високої концентрації саме цього виду ресурсів є об'єкти та території ПЗФ [6; 7].

У процесі просторового аналізу еколого-туристичних ресурсів Миколаївської області було виділено сім найбільш привабливих ділянок, характеристику яких наведено нижче.

*Кінбурнська рекреаційна ділянка* охоплює Кінбурнський півострів. На території ділянки розташовані такі об'єкти ПЗФ: НПП «Білобережжя Святослава»; РЛП «Кінбурнська коса»; ділянки Чорноморського біосферного заповідника «Волижин ліс», о. Довгий, о. Круглий. Перспективними видами РТД на цій території є спортивний, пізнавальний, лікувальний і пляжно-купальний відпочинок; подорожі туристичними маршрутами та екологічними стежками; спостереження за птахами; аматорська та професійна фото- і відеозйомка [6; 7].

*Чорноморсько-Тілігульська рекреаційна ділянка* займає все Чорноморське узбережжя Миколаївської області та акваторію Тілігульського лиману. Територія ділянки, крім курортних зон, включає такі об'єкти ПЗФ: РЛП «Тілігульський»; місцевий заказник «Аджигол»; Бейкуська затока; о. Березань та о. Первомайський. Перспективними видами РТД тут є організований спортивний, пізнавальний, лікувально-оздоровчий, пляжно-купальний відпочинок; подорожі туристичними маршрутами та екологічними стежками; спостереження за птахами; аматорська та професійна фото- і відеозйомка [5].

*Бузько-Вознесенська рекреаційна ділянка* розташована в долині р. Південний Буг, від м. Миколаєва до смт Олександрівка Вознесенського р-ну. На території ділянки розташовані такі об'єкти ПЗФ: заповідне урочище «Андріївське»; лісові заказники «Варюшино», «Дорошівка», «Балабанівка»; ландшафтні заказники «Новопетрівські плавні», «Петрово-Солониський», «Михайлівський степ»; орнітологічний заказник «Бузький»; іхтіологічний заказник «Олександрівський»; гідрологічний заказник «Підземне озеро». Територія ділянки сприятлива для розвитку подорожей туристичними маршрутами та екологічними стежками; пляжно-купального відпочинку; спостереження за птахами; контролюва-

ного збирання та заготівлі грибів, ягід, рослин тощо; некомерційного та спортивного рибальства; аматорської та професійної фото- та відеозйомки [5].

*Інгульська рекреаційна ділянка* розташована в долині р. Інгул та р. Громоклія, від с. Михайло-Ларине до с. Возсіятське Єланецького р-ну. Серед об'єктів ПЗФ тут розташовані природний заповідник «Єланецький степ», ботанічний заказник «Михайло-Ларинський», заповідне урочище «Мар'ївське». Інгульська рекреаційна ділянка сприятлива для активного, пізнавального, пляжно-купального відпочинку, збирання та заготівлі грибів, ягід і лікарських рослин [5].

*Рацінсько-Актовська рекреаційна ділянка* розташована на перетині Братського, Вознесенського та Єланецького р-нів. Ділянка цікава для занять екстремальними видами спорту (скелелазіння, рафтинг); подорожей, пляжно-купального відпочинку; організації спостережень за тваринами; контрольованого збирання та заготівлі грибів, ягід, рослин; аматорської та професійної фото- і відеозйомки [5].

*Мигійська рекреаційна ділянка* розташована в долині р. Південний Буг, від с. Мигія до с. Бузьке. На території ділянки розташовані такі об'єкти ПЗФ: НПП «Бузький Гард», РЛП «Гранітно-Степове Побужжя». Перспективні види РТД: екстремальні види спорту (скелелазіння, рафтинг); подорожі туристичними маршрутами й екологічними стежками; спеціальні спортивні та культурно-просвітницькі заходи й акції (спортивні змагання, ігри,

тренінги, фестивалі, конкурси, виставки, ярмарки тощо); пляжно-купальний відпочинок; аматорська та професійна фото- і відеозйомка тощо [5].

**Головні висновки.** Беручи до уваги обставини, що склалися, Миколаївська область має нагоду підвищення активності туристичної діяльності. Об'єктивно оцінюючи туристично-рекреаційні можливості регіону, можна сказати, що область має передумови для перспективного розвитку природничо-пізнавального, лікувально-оздоровчого, дитячого, науково-освітнього, сільського, водного, етнічного, спортивно-оздоровчого, активного, екскурсійного та інших видів туризму. Одним із найбільш перспективних видів відпочинку є екологічний туризм.

Однак, осмислюючи причини незадовільної ситуації, що має місце на сучасному туристичному ринку, основну позицію в списку цих причин займає нераціональне використання рекреаційних ресурсів, недостатня увага з боку органів місцевої влади до туристичної галузі. Також на сучасному етапі рівень розвитку всіх видів туризму гальмується низкою обставин: вкрай погана якість автомобільних доріг; нерозвинена інфраструктура; відсутність достатньої інформації про місцеві рекреаційні об'єкти; відсутність реклами.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Отримані наукові результати мають бути спрямовані на дослідження ефективності функціонування рекреаційного комплексу Миколаївщини, створення сприятливих умов для інвестування.

### Література

1. Закон України «Про туризм». URL: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi>.
2. Корж Н.В., Басюк Д.І. Управління туристичними дестинаціями : підручник. Вінниця : ПП «ТД Едельвейс і К», 2017. 322 с.
3. Лужанська Т.Ю. Стратегії розвитку регіональних туристичних дестинацій. *Науковий вісник Мукачівського державного університету*. Серія : Економіка. 2014. Вип. 2 (2). С. 175–180.
4. Любіцева О.О., Третяков О.В. Типізація дестинацій. *Географія та туризм* : зб. наук. пр. Київ, 2012. Вип. 17. С. 3–9.
5. Патрушева Л.І., Маркач Н.М. Оцінка еколого-туристичних ресурсів Миколаївської області. Миколаїв : Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2015. С. 54–59.
6. Патрушева Л.І., Сербулова Н.А. Перспективи розвитку екологічного туризму в Миколаївській області. *Ольвійський форум – 2014: Стратегії країн Причорноморського регіону в геополітичному просторі*. Миколаїв : Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2014. С. 81–83.
7. Патрушева Л.І. Різномірне оцінка туристичної привабливості регіонів. *Могілянські читання – 2014. Всеукраїнська науково-методична конференція «Досвід та тенденції розвитку суспільства в Україні: глобальний, національний та регіональний аспекти»*. Миколаїв : Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2014. С. 127–128.
8. Петранівський В.Л., Рутинський М.Й. Туристичне краєзнавство : навч. посібник / за ред. проф. Ф.Д. Заставного. Київ : Знання, 2006. 575 с.
9. Програма розвитку туризму та курортів у Миколаївській області на 2016–2020 роки. Затверджено рішенням обласної ради 10 червня 2016 р. № 6. URL: [http://www.mk.gov.ua/ua/oda/pidrozydyly/molod\\_turizm/programs/1581060723](http://www.mk.gov.ua/ua/oda/pidrozydyly/molod_turizm/programs/1581060723).
10. Програма розвитку туристичної галузі міста Миколаєва до 2020 року. Затверджено рішенням Миколаївської міської ради від 14 березня 2019 р. № 51/4. URL: <https://mkrada.gov.ua/documents/31131.html>.
11. Северіна Л.А. Туристичні ресурси Миколаївщини : путівник. Миколаїв : Вид-во Південнослов'янського інституту КСУ, 2007. 140 с.
12. Січко С.М. Туристично-рекреаційний комплекс Миколаївщини. *Миколаївський державний університет імені В.О. Сухомлинського*. – Миколаїв. URL: [http://www.rusnauka.com/4\\_SWMN\\_2010/Economics/58910.doc.htm](http://www.rusnauka.com/4_SWMN_2010/Economics/58910.doc.htm).
13. Зорин А.И. Концептуальное дидактическое проектирование туристических дестинаций : учеб.-метод. пособие. Москва : Советский спорт, 2012. 79 с.
14. Юрченко С.А. Инфраструктура мира : учеб. пособие. Харьков : ХНУ им. В.Н. Каразина, 2006. 328 с.

## ЕКО-МОРФОДИНАМІЧНА СИСТЕМА МЕДОБОРИ-ТОВТРИ (ПОДІЛЛЯ, ЗАХІДНА УКРАЇНА): ЇЇ ОСВІТНЯ, ГЕОТУРИСТИЧНА Й РЕКРЕАЦІЙНА ЦІННІСТЬ

Тузяк Я.М.

Львівський національний університет імені Івана Франка  
вул. М. Грушевського, 4, 79005, м. Львів  
[yaqynatuzyak@gmail.com](mailto:yaqynatuzyak@gmail.com)

Унаслідок аналізу праць українських і польських дослідників тезисно розглянуто структурно-морфологічну будову середньоміоценової викопної рифової споруди Медобори-Товтри в межах України. Цю біогенну споруду вважають однією з найбільших рифогенних систем у Центральному Паратетисі і складовою частиною заповідника «Медобори». Її закладення та розвиток відіграли значну роль в еволюції усього Паратетису. Це не лише унікальна екосистема, яка виконує важливу екологічну функцію «легень планети», але й неповторна геолого-геоморфологічна споруда, аналогів якої не існує в межах планети Земля, а також резервуар для акумуляції і локалізації різних корисних копалин – вуглеводнів, бокситів, залізних руд, кобальту, нікелю та ін. З огляду на майже 100-літню історію досліджень вона і надалі привертає увагу науковців різних галузей і може бути об'єктом досліджень різних наукових напрямів. Це також унікальна комплексна пам'ятка природи – «музей», «науково-дослідна» і «навчальна лабораторія» під відкритим небом, яка становить високу освітню, геотуристичну й рекреаційну цінність. Як геолого-геоморфологічна структура рифи Медобори-Товтри водночас з орогенною стадією у Карпатській складчастій системі відіграли важливе значення в ізоляції Центрального Паратетису від суміжних басейнів Середземномор'я/Індо-Тихоокеанського, своїм утворенням наростили осадовий чохол неогену і стали джерелом формування нових геологічних тіл, зокрема буглівських верств, оолітових вапняків детритових фаций та ін. З'ясовано значення рифової структури Медобори-Товтри як комплексного об'єкта геотуризму та перспективи створення на їх основі геопарку із включенням у світову мережу. Висвітлено цінність рифової споруди як наукової, освітньої й геотуристичної пам'ятки природи з позиції різних наукових напрямів (геології, біології, географії, екології, геотуризму). Визначено їхню комплексність з позиції геології як об'єкта палеонтології, стратиграфії, літології, вуглеводневої геології, палеогеографії, спелеології. *Ключові слова:* рифи, Медобори, Товтри, неоген, міоцен, баденій, сармат, Поділля, Центральний Паратетис, геопарк.

**Eco-morphodynamic system Medobory-Toutras (Podillya, Western Ukraine): it is educational, geotouristic and recreational value. Tuzyak Ya.**

As a result of the analysis of the works of Ukrainian and Polish researchers, the structural morphological structure of the Middle Miocene fossil reef structure Medobory-Toutras within Ukraine was considered. This biogenoe structure is considered one of the largest reefal systems in Central Paratethys and a component of the reserve "Medobory". Its laying and development played a significant role in the evolution of the entire Paratethys. It is not only a unique ecosystem that performs an important ecological function of the "light planet", but also a unique geomorphologic-geological structure, the analogues of which do not exist within the planet Earth, as well as a reservoir for accumulation and localization of various minerals – hydrocarbons, bauxite, iron ores, cobalt, nickel, etc. Given the almost 100-year history of research, it continues to attract the attention of scientists of different industries and can be the object of research in various scientific areas. It is also a unique comprehensive monument of nature – "museum", research and training laboratory" under the open air, which constitutes a high educational, geotouristic and recreational value. As a geologic-geomorphological structure – the reefs of Medobory-Toutras at the same time with the orogenic stage in the Carpathian folding system played an important role in the isolation of Central Paratethys from the adjacent Mediterranean/Indo-Pacific basins, their formation increased the sedimentary case of Neogene and became the source of formation of new geological bodies, in particular Buhliv beds, oolitic limestones, detrital facies, etc. The significance of reef structures (on the example of the Middle Miocene reef system of Medobory-Toutras) as a complex object of geotourism and the prospects of creating a geopark based on them with inclusion in the world network. The value of the reef structure as a scientific, educational and geotouristic monument of nature from the position of various scientific directions (geology, biology, geography, ecology, geotourism) is illuminated. Its complexity is determined from the position of geology as an object of paleontology, stratigraphy, lithology, hydrocarbon geology, paleogeography, speleology. *Key words:* reefs, Medobory Hills, Toutras, Neogene, Miocene, Badenian, Sarmatian, Podillya, Central Paratethys, geopark.

**Постановка проблеми.** Природний заповідник «Медобори» (Рис. 3) та Національний природний парк «Кременецькі гори» [5; 6], розташовані на територіях Тернопільської і Хмельницької областей, об'єднують об'єкти, які в комплексі формують значний потенціал для розвитку рекреації, природно-пізнавального, релігійного і ностальгійного туризму. Серед них є унікальні й різноманітні об'єкти природної та історико-культурної спадщини,

що відповідно до юридичного статусу належать до місцевих або загальнодержавних пам'яток природи [5; 6]. Тут є цікаві пам'ятки живої та неживої природи і туристично-атракційні місця паломницького характеру, багато сакральних об'єктів (скельні монастирі, церкви, костели, освячені джерела та ін.), меморіальні поховання. Із геологічних пам'яток на території розміщені відслонення (кар'єри, скелі, гори), печери, карстові лійки та ін., геоморфологічні,

гідрологічні [6 та ін.]. Більшість із них можуть бути розглянуті як комплексні. Однак серед значного різноманіття біо- і геооб'єктів особливої уваги заслуговують Медобори-Товтри біогенного походження, простягання яких, окрім Тернопільської, охоплює Хмельницьку область, класифіковані дослідниками

як викопна рифова система бар'єрного типу середнього міоцену і можуть бути розглянуті як комплексна пам'ятка природи.

**Актуальність дослідження.** Визначною подією неогену було закладення і розвиток органогенних побудов [2; 4; 6; 10] типу рифів і біогермів (рис. 1).



1

Підрозділи Міжнародної хроностратиграфічної шкали		Регіони																					
Вік, млн. років	Система	Ярус	Південна Іспанія	Марокко	Алжир	Майорка	Менорка	Корсіка	Сардинія	П'ємонт	Північні Апенніни	Центральні Апенніни	Південні Апенніни	Сицилія	Мальта	Паратетис	Крит	Західні Єгипт-Лівія	Суєт-Синай	Турція	Ізраїль	Ліван	
																							П'яченцій
5	Пліоцен																						
10	Пліоцен																						
15	Середній міоцен																						
20	Ранній міоцен																						

2

Рис. 1. Просторове (1) і вікове (2) поширення органогенних тіл (рифів, біогермів) в межах територій, що належали до басейнів Середземномор'я й Паратетису



Рис. 2. Модель науково-прикладного, культурно-освітнього і природоохоронного значення середньоміценової віконної рифової еко-морфодинамічної системи Медобори-Товтри



Рис. 3. Оглядова карта-схема заповідника «Медобори» (Тернопільська і Хмельницька обл.) [6]

Рифові споруди значно поширені в регіонах, що свого часу належали до басейнів Середземномор'я й Паратетису, й охоплюють віковий інтервал від аквітанію до п'яченцію, серед яких значна частка сформована в діапазоні серавалію-месінію (ранньому-пізньому баденії-сарматі). Вони виявлені в Іспанії, Балеарських островах, Італії, Сицилії, Мальті, Тунісі, Криті, Кіпрі, Ізраїлі, Турції, Австрії, Україні, Молдові, Румунії, Угорщині, Кримсько-Кавказькому регіоні. Ця виняткова діяльність із побудови рифів була результатом поєднання ряду кліматичних, тектонічних й евстатичних чинників, які сприяли створенню районів, в яких мілководні, теплі моря зумовили закладення і розвиток коралово-водоростевих рифів.

Активна тектоно-магматична діяльність у Карпато-Балканській складчастій системі водночас з новоутвореними структурами мали вплив на середовище седиментації у цілому Паратетисі [2; 4; 10; 11] і зумовили цілковиту зміну його фізичних, хімічних і біотичних чинників. Фізичні позначилися на зміні конфігурації обрисів морського басейну, припиненням/поновленням зв'язків зі Східним Паратетисом і Середземноморським/Індо-Тихоокеанським басейном, що зумовило зміну нормально-морського режиму на солонуватоводний (опріснений, міксо-мезогалінний) (хімічний чинник), а це відобразилося на комплексах біоти (біотичний чинник) – зникненням типових морських

представників (планктонних форамініфер, радіолярій, коралів, морських їжаків) і появою евригалічних.

З огляду на це вивчення середньоміоценової викопної рифової системи Медобори-Товтри має науково-прикладне, культурно-освітнє і природоохоронне значення (Рис. 2). Наукове полягає у з'ясуванні закономірностей виникнення (закладення), функціонування, розвитку і взаємодії еко-морфодинамічної системи. Прикладне – у використанні цієї системи як об'єкта картографування для побудови різних моделей природного середовища, зростання мінерально-сировинної бази держави (це резервуар з локалізації корисних копалин різного генезису) та ресурсу рекреації й туризму. Культурно-освітнє має на меті розгляд її як об'єкта геологічної спадщини (на її основі створений і діє Природний заповідник «Медобори»). Природоохоронне полягає у збереженні унікальних і неповторних екосистем, що належать водночас як до об'єктів охорони і збереження, так і до ресурсів для розвитку рекреації й туризму, організації наукових досліджень й еколого-освітньої діяльності.

**Мета досліджень:** 1) з'ясувати геолого-геоморфологічну будову рифової системи Медобори-Товтри за майже 100-літню історію вивчення, її роль у Центральному Паратетисі як одного із чинників впливу на зміну фізичних, хімічних і біотичних параметрів середовища; 2) внести уточнення і доповнення в розуміння закладення і розвитку рифової споруди з використанням власних уявлень; 3) визначити наукове, прикладне, культурно-освітнє й природоохоронне значення складових елементів рифової споруди і прилеглих територій, вирішити дискусійні питання і розкрити їхній геотуристичний потенціал із метою його оцінки як об'єкта геотуризму та складового елемента геопарків для розроблення і прокладання перспективних туристичних маршрутів (екостежин), які можуть бути складовими частинами заповідника, національного природного парку (НПП) чи геопарку. Аналіз і виокремлення критеріїв для створення геопарку з включенням його у світову мережу з метою природоохоронної діяльності.

Для досягнення мети виконано низку завдань, з яких головними є:

Для досягнення мети виконано низку завдань, з яких головними є:

1. Аналіз поглядів дослідників щодо виділення рифової споруди Медобори-Товтри та введення її в об'єкт досліджень.

2. Огляд еволюції поглядів різних поколінь геологів щодо будови системи рифів за понад 100-річну історію досліджень, виявлення проблемних дискусійних питань.

3. Аналіз уявлень авторів щодо закладення і розвитку сучасних і викопних рифових споруд.

4. На підставі власних досліджень автора уточнити і доповнити уявлення щодо будови та стадій розвитку рифової споруди Медобори-Товтри.

5. З'ясувати світовий досвід створення геопарків (виділення критеріїв) та їхнє значення для природоохоронної діяльності.

**Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями.** На сучасному етапі для природоохоронної діяльності й збереження унікальних і неповторних екосистем світова спільнота застосовує інноваційні ідеї і наукові підходи. Зокрема, однією з таких прогресивних ідей є практика створення геопарків, мета яких полягає в популяризації, розширенні й поглибленні знань з наук про Землю, складовою частиною яких є екологічна безпека і раціональне використання надр, а також розуміння закономірностей виникнення, розвитку, функціонування і взаємодії сучасних і викопних екосистем (еко-морфодинамічних систем) різного рівня організації і підпорядкування. Знання цих закономірностей, виявлення й оцінка загрозливих чинників запорука збереження природних ресурсів і здоров'я населення.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Проаналізовано результати з вивчення геотуристичного потенціалу природних, історико-культурних об'єктів заповідного фонду Тернопільської обл. [5; 6 та ін.], у тому числі рифової системи Медобори-Товтри за понад 100-річну історію досліджень та еволюції поглядів науковців (з моменту виділення до тепер) [6; 7; 10 та ін.], матеріали довідкових видань території досліджень й інших регіонів [8 та ін.], а також результати власних польових і лабораторних досліджень щодо вирішення дискусійних питань (зокрема мікрофосилій) для визначення поперечного (фаціальне-екологічного), поздовжнього (латеральної зміни) і вертикального (еволюція у часі) зонування.

**Коротка історична та нормативно-правова довідка.** У центральній частині Товтрової гряди та в західній частині Кременецького кряжу на території Тернопільської області постановою Ради Міністрів УРСР від 8 лютого 1990 р. № 25 був створений державний заповідник [5; 6]. Указом Президента України від 20 вересня 2000 р. № 1095 його територію було розширено. Вона складалася із двох частин (Рис. 3), а саме: «Медобори» (9521,0 га, Гусятинський і Підволочиський райони) і «Кременецькі гори» (1000,0 га, Кременецький р-н). Крім головного пасма, до складу «Медоборів» увійшли урочища «Шум», «Козина», «Кокошинський ліс».

Проблема охорони Товтр піднімалася ще на початку ХХ ст. польськими науковцями. У 1910 р. тут були утворені степові резервати гір Гостра та Ципель із метою охорони моховатково-коралових скель баденій-сарматського віку з подільськими степовими рослинами. Тоді ж було обґрунтовано створення лісового резервату Волиці (нині – Краснянське лісництво). У 1963 р. на сучасній території заповідника було оголошено пам'ятку природи загальнодержавного значення – «Кременецькі гори» площею

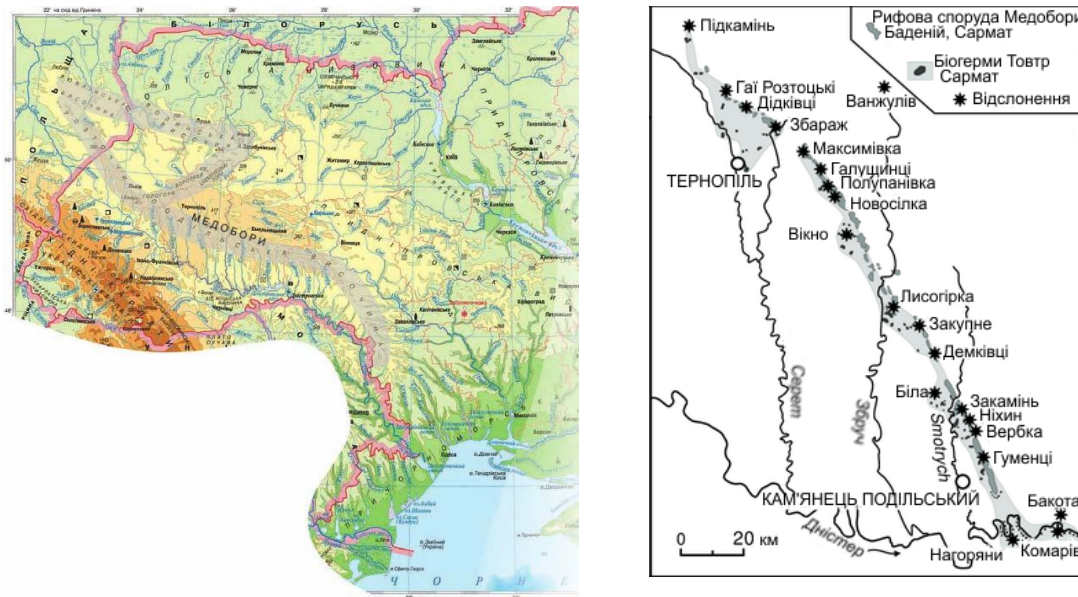


Рис. 4. Рифова споруда Медобори-Товтри в межах України

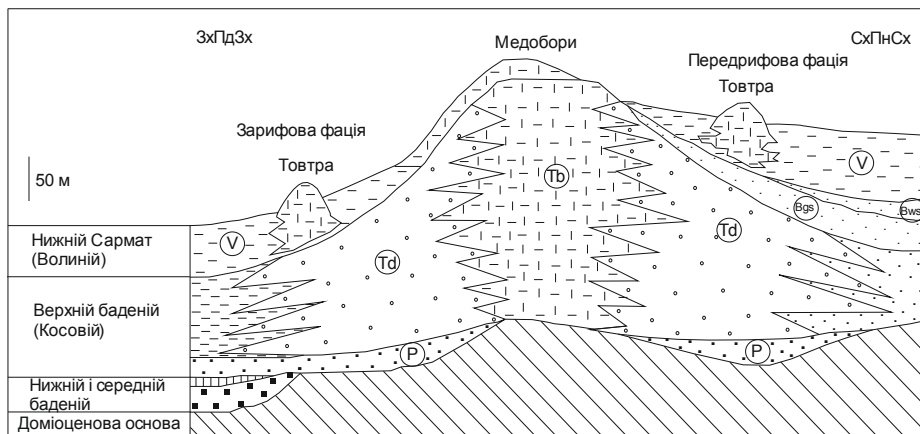


Рис. 5. Схематична геологічна (структурна (просторово-поперечна) і вікова) модель будови біогермів Медобори-Товтри (поперечний розріз). Просторове співвідношення біогермних фаций пасма Медобори-Товтри, деталі їх літології і головних структурно-літологічних одиниць

Легенда: P – підгірцівські верстви; Tb – тернопільські верстви (біогермні фация); Td – тернопільські верстви (детритові фация); V – булівські верстви (глауконітові піски); V – булівські верстви (білі піски); V – волинські верстви (біогермні фация) за [10]

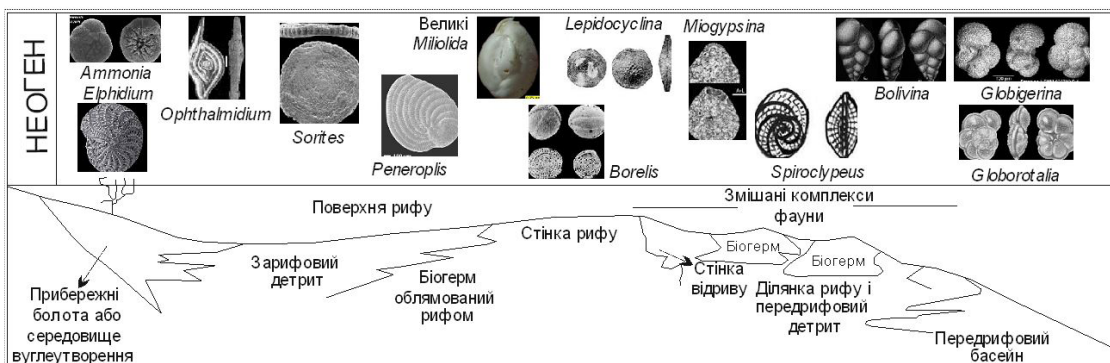


Рис. 6. Просторова поперечна модель будови органогенної споруди (типу рифу, біогерм) та екологічного розподілу великих і важливих дрібних донних і планктонних форамініфер у рифовому басейні неогену (пізній баденій–сармат), складена за [9]

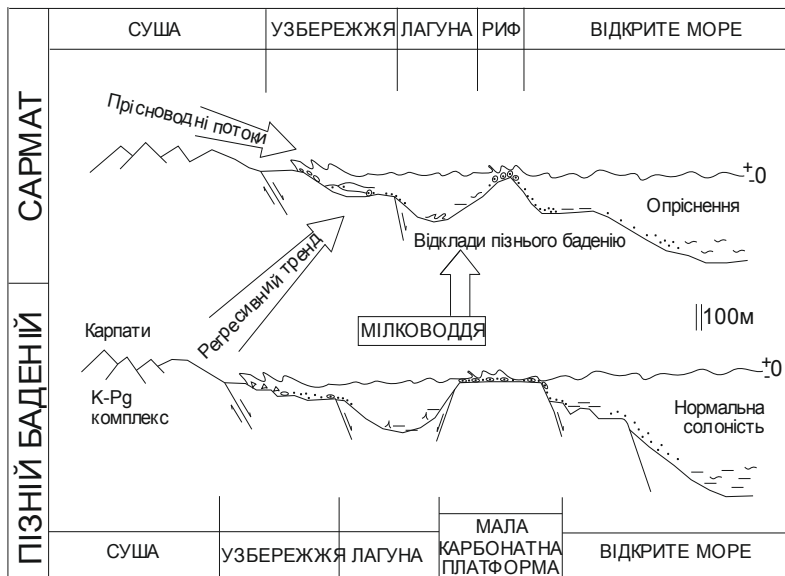


Рис. 7. Модель закладення середньоміоценової рифової споруди Медобори-Товтри та еволюція середовищ: баденій-сарматська седиментація (ідеалізований профіль) за [12]

1000,0 га, а у 1982 р. – Медобірський геологічний заказник загальнодержавного значення площею 8071 га.

На території заповідника «Медобори» функціонують екологічні стежки «Гостра Скеля», «Пуща відлюдника», «Богит». До 2010 р. частиною заповідника був його філіал – «Кременецькі гори» (нині Національний природний парк «Кременецькі гори»), створений 11 грудня 2009 р. згідно з указом президента України В. Ющенка з метою збереження цінних природних та історико-культурних комплексів і об'єктів [5]. До території Національного природного парку «Кременецькі гори» погоджено в установленому порядку включення 6951,2 га земель державної власності, а саме: 3968,6 га земель, які надаються (в тому числі з вилученням у землекористувачів) Національному природному парку в постійне користування, згідно з додатком, і 2982,6 га земель Державного підприємства «Кременецьке лісове гос-

подарство», що включаються до складу національного природного парку без вилучення у зазначеного підприємства. На території Кременецьких гір організовано чотири еколого-освітні стежки: «Бона», «Гора Божа», «Дівочі скелі», «Скелі Словацького» [5].

На сучасній території природного заповідника «Медобори» та за її межами розташовано чимало геологічних об'єктів природно-заповідного фонду України, зокрема пам'ятки природи загальнодержавного («Печера Перлина») та місцевого значення («Буглівські верстви») та ін.

У рамках публікації піднято проблему висвітлення високої освітньої (як об'єкта комплексного вивчення), геотуристичної (унікальної й неповторної пам'ятки природи) й рекреаційної (прокладення екостежин різного спрямування) цінності рифової еко-морфодинамічної системи Медобори-Товтри

з доцільністю створення геопарку та включення його у світову мережу.

**Новизна досліджень:** 1) уперше розглянуто цінність викопних рифів Медобори-Товтри для різних напрямів природничих наук; 2) на підставі аналізу природно-заповідного фонду Тернопільської і Хмельницької областей і особливостей геолого-геоморфологічної будови геооб'єктів цих територій визначено критерії, необхідні для створення геопарків; 3) доповнено й уточнено уявлення щодо закладення, розвитку, будови і ролі середньоміоценової рифової споруди в Центральному Паратетисі.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Результати представлено у статті дослідження дозволяють реалізувати діяльнісний підхід до вирішення проблеми перспективи створення геопарку на основі Природного заповідника «Медобори» та включення його у світову мережу геопарків.

**Виклад основного матеріалу.**

Вивчення та аналіз будови рифової системи [2; 4 та ін.] сприяло виділенню зон у просторі (поперечний, поздовжній напрями) і часі (вертикальний напрям). Так, у поперечному напрямі простежується виділення фаціально-екологічних зон – передрифової, рифової і зарифової фацій (рис. 4–7). У поздовжньому (з північного заходу на південний схід) – омолодження і ускладнення структури рифової споруди. У вертикальному напрямі (еволюція у часі) – виділення трьох стадій розвитку рифових систем, які відрізняються формою і типом біогенних тіл, зміною організмів-рифобудівників й організмів-меш-

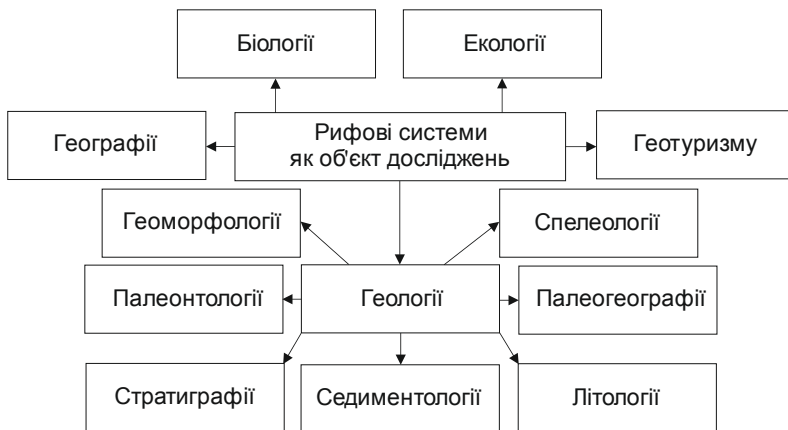


Рис. 8. Модель розгляду об'єкта вивчення рифових структур з позиції різних науково-природничих напрямів (підходів)



канців і віковими рамками закладення і розвитку відповідних стадій рифів – від простих до більш складних. Простежено пряму залежність еволюції рифових систем від розвитку рифових зон.

Як геолого-геоморфологічна структура, рифи Медобори-Товтри водночас з орогенною стадією в Карпатській складчастій системі відіграли важливе значення в ізоляції Центрального Паратетису від суміжних басейнів Середземномор'я/Індо-Тихоокеанського та Східного Паратетису, своїм утворенням наростили осадовий чохол неогену і стали джерелом формування нових геологічних тіл – детритових фацій, буглівських верств, оолітових вапняків та ін.

Тому перш ніж перейти до розгляду рифової споруди Медобори-Товтри та їхнього геотуристичного потенціалу, слід зазначити, яку цінність представляють собою рифові системи як об'єкти досліджень для різних наукових середовищ і напрямів і чому їх необхідно вивчати та охороняти.

На сучасному етапі рифові споруди можуть бути об'єктами досліджень таких наукових напрямів як біології, екології, географії, геології, геотуризму (рис. 8). З огляду на такий значний спектр науковців-дослідників, для яких рифові споруди, як об'єкти досліджень становлять інтерес, доцільним буде навести їхнє наукове визначення залежно від аспекту наукового зацікавлення.

Рифова система (споруда, побудова, конструкція) – це:

– з позиції **біології**: сучасна природна система організації живої речовини, або викопна біогенна споруда, складена (утворена) відповідними групами організмів (каркасо(рifo)будівників і мешканців), які взаємодіють між собою і навколишнім середовищем, або об'єкт для вивчення закономірностей розподілу, структури, зв'язків різних груп організмів;

– з позиції **екології**: унікальна замкнута екосистема (автономне суспільство) або еко-морфодинамічна система, з власними (авто- і гетеро-) трофними зв'язками, власною первинною продукцією (є джерелом для продукування  $C_{org}$  і поглинання  $CO_2$ ) [1], закладення і розвиток якої контрольований комплексом біотичних і абіотичних чинників. Це частина або складова частина біосфери, виникнення, розвиток, функціонування і взаємодія з іншими екосистемами якої здійснюється за відповідними закономірностями. Також РС можуть розглядатися як об'єкт для вивчення і розвитку екзогенних процесів (форм рельєфу, утворених внаслідок карсту [2] – печер, ліюк, колодязів та ін.);

– з позиції **географії**: геоморфологічна споруда складної конфігурації, чітко виражена в рельєфі (пасмо, пагорб, гряда), приурочена до мілководних прибережних зон, зі своєрідною архітектурою форм. Нарощує береги і виконує захисну функцію (зберігає



Рис. 9. Панорамні вигляди середньоміоценової викопної рифової системи Медобори-Товтри (Хмельницька область)

береги від руйнування (абразії) під час трансгресій, хвильової і штормової діяльності), використовується в цілях картографії;

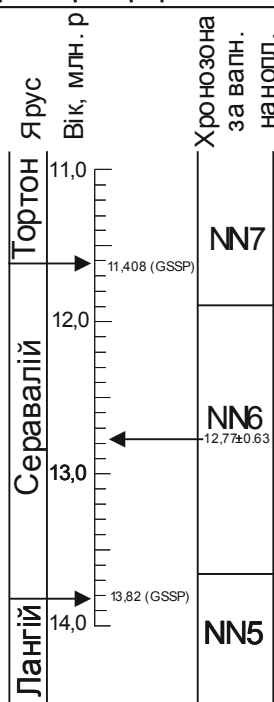
– з позиції геології: сучасна або викопна складна біогенна споруда (геологічне тіло), виникнення якої контролюється низкою фізичних, хімічних і біо-



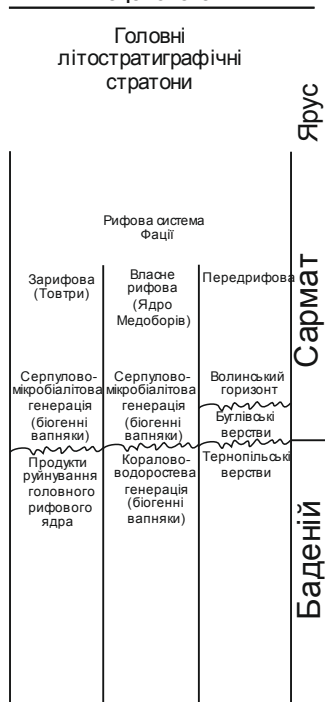
1

2

**Підрозділи глобальної хроностратиграфічної шкали**



**Підрозділи регіональної і місцевої схем**



**Баденій/сарматська межа і головні події на Заході України пд-зх край СЄП (Поділля)**



3

Рис. 10. Геологічна границя баденію/сармату в межах рифової споруди Медобори: 1, 2 – панорамний вигляд в А – с. Максимівка, В – с. Галушчинці, С – с. Гуменці (1) за [10] і с. Полупанівка (2) за [11]; 3 – стратиграфічна модель границі із зазначенням головних подій

логічних чинників, і характеризується комплексом морфологічних, біотичних, літолого-седиментологічних ознак. Виступає картографічною одиницею для побудови різних геологічних моделей;

– з позиції **нафтогазової геології**: унікальні резервуари (колектори карбонатного типу з комплексом показників) для акумуляції й локалізації промислових покладів вуглеводнів [3]. Сьогодні із сучасними і викопними рифовими системами пов'язані 75% світових запасів нафти і газу. Також із закарстованими ділянками РС пов'язані рудні родовища бокситів, залізних руд, кобальту, нікелю та ін.;

– із позиції **геотуризму**: унікальний комплексний природний об'єкт (екосистема, ландшафт) (рис. 9), який має природоохоронне, культурно-освітнє, науково-пізнавальне і рекреаційне значення.

У галузі **геології** вони можуть становити цікавість для палеонтології, стратиграфії, седиментології, літології, палеогеографії, спелеології, геоморфології.

Для **палеонтолога** – це об'єкт, в якому зосереджена найбільш численна й різноманітна біота різних часових відрізків (від раннього баденію до сармату – в регіональному масштабі і від протерозою до сучасних – у глобальному масштабі) РС, серед яких аналогів не існує. Кожна з них унікальна і неповторна.

Для **стратиграфа** вони можуть розглядатися у двох аспектах: 1) як специфічні морфолітостратиграфічні підрозділи [7] – органогенні масиви – сукупність породношаруватих систем (геологічних тіл), що об'єднані за літологічними, фаціально-морфологічними ознаками і використовуються як допоміжні місцеві стратони. Стратони значної потужності і поширення можуть картуватися як окремі одиниці і мати власні географічні назви.

Органогенні масиви (рифів, біогерми, біостроми) залягають серед стратифікованих порід у вигляді ізольованих лінзоподібних тіл або їх ланцюжків. Представлені масивними нешаруватими карбонатними породами або біогенними утвореннями. Межі різко діахронні. Потужність рифів може перевищувати потужність суміжних одновікових стратифікованих відкладів; біогерми і біостроми зазвичай малопотужні і входять до складу місцевих стратонів; 2) як геологічна границя баденію/сармату [10] (рис. 10) місцевого і регіонального значення (для споруди Медобори-Товтри).

Для **літолога** – це можливість оцінити роль кожної з груп організмів у формуванні товщ карбонатів, а також відтворити умови осадонакопичення з найбільш ймовірним ступенем реальності, розміщення й орієнтацію структурного плану органічної споруди у седиментаційному басейні. Визначення залежності заміщення і співвідношення фацій між ростом РС і тектонічним режимом території. З'ясування виникнення еколого-фаціального зонування (зарифової, рифової і передрифової фацій) від стадій розвитку РС.

Для **геолога-нафтовика** – з'ясування умов, виявлення пасток-колекторів, екрануючих порід (покришок) для акумуляції, локалізації й поширення промислових покладів вуглеводнів.

Для **палеогеографа** – розміщення ОС на поверхні планети для окремих часових інтервалів – це надійна основа для встановлення кліматичної зональності й визначення положення того чи іншого регіону в геологічному минулому.

**Природоохоронна діяльність і перспективи створення геопарків.** Оскільки головними критеріями вибору територій для геопарків за О. Шевчук [8] є особливості геолого-геоморфологічної будови, кількість і рівень об'єктів геоспадщини, а також стан їхнього збереження і спосіб використання, то природно-антропогенну складову можна вважати головною передумовою для створення геопарку. Відповідно до підходів щодо вибору територій, які підлягають включенню в геопарк, важливе значення або перевагу надають тим, які характеризуються значною концентрацією геооб'єктів, місцевого, регіонального чи загальнодержавного значення, або території з одним геооб'єктом всесвітнього значення, що внесений до Списку світової спадщини ЮНЕСКО, та кількох нижчого рангу. Для проєктованих геопарків мають значення й інші природні й історико-культурні об'єкти, які мають наукову, освітню й туристичну цінність.

**Висновки.** 1. З'ясовано науково-прикладне, культурно-освітнє і природоохоронне значення рифової споруди Медобори-Товтри та їхню цінність як об'єкта досліджень із позиції різних науково-природничих напрямів.

2. Доповнено й уточнено уявлення щодо будови рифової еко-морфодинамічної системи Медобори-Товтри. У процесі еволюції біогенної споруди у просторі і часі простежено поздовжнє, поперечне і вертикальне зонування. Висвітлено їхню роль у розвитку басейнів Паратетису.

3. На підставі аналізу природно-заповідного фонду Тернопільської і Хмельницької областей і особливостей геолого-геоморфологічної будови геооб'єктів цих територій та рифів Медобори-Товтри як одного з головних, визначено критерії необхідні для створення геопарків із включенням їх у міжнародну мережу.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Беручи до уваги критерії створення геопарків [8] і ту обставину, що рифова система середнього міоцену поширена не лише на території України, але й за її межами, а також її комплексність як об'єкта досліджень «спектра» наук і різноманіття пам'яток живої і неживої природи, вона, без сумніву, заслуговує на створення на її території геопарку, який може бути включений у світову мережу геопарків.

## Література

1. Жирков И.А. Жизнь на дне. Биогеография и биоэкология бентоса. Москва, 2010. 453 с.
2. Королюк И.К. Подольские Толтры и условия их образования. Труды Ин-та геол. наук АН СССР. Сер. геол. 1952. Вып. 110. № 56. 120 с.
3. Максимович Г.А. Карст карбонатных нефтегазоносных толщ. Пермский ун-т, 1978. 96 с.
4. Маслов В.П. Ископаемые багряные водоросли СССР и их связь с фациями / Изд-во АН СССР. Москва, 1962. 221 с. (Тр. Геологич. ин-та. Вып. 53).
5. Національний природний парк «Кременецькі гори». URL : <https://kremgory.in.ua/pro-park/>.
6. Оліяр Г. Медобори. *Тернопільський енциклопедичний словник : у 4 т.* / редкол.: Г. Яворський та ін. Тернопіль : Видавничо-поліграфічний комбінат «Збруч», 2005. Т. 2 : Київ – Одеса. С. 488–490.
7. Стратиграфічний кодекс України / відп. ред. П.Ф. Гожик. 2-е вид. Київ, 2012. 66 с.
8. Шевчук О. Методичні засади створення національних геопарків в Україні. *Науковий вісник Чернівецького університету*. Випуск 587-588. 2013. С. 82–88.
9. BouDagher-Fadel M. K. Evolution and Geological Significance of Larger Benthic Foraminifera. Second edition / Boudagher-Fadel M. K. UCL Press. London, 2018. 693 p.
10. Górká M. The Medobory Hills (Ukraine): Middle Miocene Reef Systems in the Parathetys, their biological diversity and lithofacies. *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego* 449. 2012. P. 147–174.
11. Peryt D. Sarmatian foraminiferal assemblages of cavern fillings in the Badenian reefs of Medobory (Polupaniwka, Western Ukraine). *Biuletyn Państwowego Instytutu Geologicznego*. 449. 2012. P. 175–184.
12. Vrsaljko D. Middle Miocene (Upper Badenian/Sarmatian) Palaeoecology and Evolution of the Environments in the Area of Medvednica Mt. (North Croatia). *Geologia Croatica*. Zagreb. 2006. 59/1. P. 51–63.

---

# ЗМІНА КЛІМАТУ

---

УДК 633.11:631.524.85

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.2.24>

## ІНДЕКСНИЙ ПІДХІД ДЛЯ ДОБОРУ ПОСУХОСТІЙКИХ СОРТІВ ПШЕНИЦІ В УМОВАХ НЕСТІЙКОГО КЛІМАТУ

Пикало С.В., Демидов О.А., Юрченко Т.В.,  
Хоменко С.О., Гуменюк О.В., Харченко М.В.

Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла  
Національної академії аграрних наук України  
с. Центральне, 08853, Миронівський р-н, Київська область  
pykserg@ukr.net

Пшениця є одним із найцінніших злаків планети та відіграє провідну роль у харчовому забезпеченні людства. Ареал пшениці дуже великий, оскільки культивують її на п'яти континентах світу у 184 країнах. Генетичне вдосконалення пшениці має вирішальне значення через її безпосередній вплив на економічний розвиток, міжнародну торгівлю зерном та продовольчу безпеку країни, тому актуальність досліджень у вирішенні багатьох генетико-селекційних задач стосовно цієї культури зростає і набуває якісно нового характеру. Збільшення урожайності є найбільш важливим критерієм у вирощуванні будь-яких сільськогосподарських культур, зокрема пшениці. Посуха – один із найголовніших обмежуючих чинників довкілля, що знижують продуктивність рослин. Щоб гарантувати сільське господарство від втрат у посушливі роки, необхідно мати стійкі до дефіциту вологи сорти. Саме тому одним із пріоритетних напрямів селекції пшениці є створення сортів, толерантних до дії водного дефіциту. У загальній проблемі дослідження адаптивних можливостей пшениці важливе значення мають питання оцінки її посухостійкості. Проведення досліджень з оцінки генотипів на стійкість до водного стресу є однією з умов підвищення ефективності селекційного процесу даної культури. Найбільш повним та об'єктивним показником стійкості рослини до посухи вважається її урожайність за умов водного дефіциту. З метою вивчення сортів за реакцією на посуху широко використовується індексний підхід, який базується як на стійкості, так і на чутливості генотипів до водного стресу. Індекси посухостійкості, які враховують рівень втрати урожаю під впливом посухи порівняно з оптимальними умовами, на сьогодні широко використовуються багатьма вченими світу. Результати, отримані в ході аналізу літературних даних, свідчать, що визначення селекційної цінності сортів пшениці за індексами посухостійкості в умовах наростання водного дефіциту або підвищення температури дає можливість об'єктивно характеризувати рівень їх адаптивності і прогнозувати їхню поведінку у відповідних екологічних умовах. *Ключові слова:* пшениця, сорти, посухостійкість, індекси, селекційна цінність, добір.

**Index method for selection of drought tolerant wheat varieties in unstable climate conditions. Pykalo S., Demydov O., Yurchenko T., Khomenko S., Humeniuk O., Kharchenko M.**

Wheat is one of the most valuable cereals on the planet and plays a leading role in the food supply of mankind. The range of wheat is very large, since it is cultivated on five continents in 184 countries. The genetic improvement of wheat is crucial because of its direct impact on the economic development, international grain trade and food security of the country, so the relevance of research in solving many genetic-breeding problems regarding this crop is growing and acquires a qualitatively new character. The increase in productivity is the most important criterion in the cultivation of any crops, in particular wheat. Drought is one of the main limiting environmental factors that reduce plant productivity. In order to guarantee agriculture from losses in dry years, it is necessary to have varieties resistant to moisture deficiency. That is why one of the priority areas of wheat breeding is the creation of varieties tolerant to the action of water deficiency. Questions drought tolerance evaluation are important in the general problem of investigating its adaptive capacity. Conducting research on the assessment of genotypes for resistance to water stress is one of the conditions for increasing the efficiency of the breeding process of this culture. Plant yield in conditions of water deficit is considered the most complete and objective indicator of its drought tolerance. An index approach based on both tolerance and sensitivity of genotypes to water stress is widely used to study varieties for drought response. Drought resistance indices, which take into account the level of crop loss under the drought effect compared to optimal conditions, are now widely used by many scientists in the world. The results obtained in the analysis of literature data, found that determination of breeding value of wheat varieties by drought tolerance indices in conditions of increasing water deficit or temperature increase makes it possible to objectively characterize the level of adaptability of promising genotypes and predict their behavior in appropriate environmental conditions. *Key words:* wheat, varieties, drought tolerance, indices, breeding value, selection.

**Постановка проблеми.** Пшениця займає чільне місце серед зернових культур у всьому світі і є головним продовольчим продуктом приблизно для 35% населення земної кулі та забезпечує близько 20% потреб людства в енергії [1]. Ця культура також займає перше місце в світі за посівними площами (біля 230 млн га) і валовим збором зерна

(понад 766,4 млн т) [2]. Поширеність цієї культури зумовлена її високою біологічною пластичністю щодо екологічних умов і насамперед високою поживністю зерна, з якого отримують багато харчових продуктів [3; 4].

Генетичний потенціал вітчизняних сортів м'якої пшениці знаходиться в межах 11–14 т/га, проте

у виробничих умовах реалізується лише 45% [5]. За даними науковців України, лише в окремих господарствах сорти пшениці озимої реалізують свою потенційну врожайність до 85 % [4, 6, 7]. Сьогодні сорт у виробництві є біологічним фундаментом, що дає можливість використовувати всі фактори інтенсифікації задля одержання максимально можливого врожаю зерна високої якості. Кожен сорт є унікальним і неповторним за сукупністю генів, тобто за генотипом [5]. Разом з тим є багато чинників, які не дозволяють повною мірою реалізувати їх детермінований спадковий потенціал. Сорт, як відкрита біологічна система, у польових умовах завжди буде піддаватися дії нерегульованих абіотичних і біотичних факторів середовища [5]. Тому на сучасному етапі розвитку аграрного сектора особливо гостро постає проблема забезпечення достатнього сортового різноманіття. Неприятливі фактори щодо вирощування сільськогосподарських культур, зумовлені глобальними змінами клімату, висувають надзвичайно важливе завдання – створення нових сортів із високим генетичним потенціалом продуктивності та адаптивності для одержання стабільних валових зборів зерна [8]. Зважаючи на це, одним із пріоритетних напрямів генетики, селекції та біотехнології є створення сортів пшениці, толерантних до несприятливих екологічних чинників довкілля – посухи, екстремальних температур, засолення, забруднення іонами токсичних металів.

Як відомо, серед різноманітних сортів пшениці озимої лише деякі з них формують відносно стабільні врожаї в розрізі різних років і зон вирощування [9]. Переважна їх частина досить чутлива до екстремальних умов довкілля, тому різко знижується рівень можливого врожаю. Здатність давати високі та сталі врожаї прямо залежить від адаптивного потенціалу рослин [10]. Формування урожаю – складне багатоступінчасте явище, в якому бере участь багато залежних один від одного генетично детермінованих фотофізичних, фотохімічних і фізіолого-біохімічних процесів на всіх етапах органогенезу, що перебувають у тісній взаємодії з комплексом зовнішніх факторів [5]. Однак створений селекційний матеріал, адаптований до різних екологічних умов вирощування, має оцінюватися не лише за потенціалом урожайності, але й за параметрами пластичності та стабільності [11; 12]. Як відзначає П.М. Василюк [13], нині серед новозареєстрованих переважають високоінтенсивні та інтенсивні сорти й обмаль пластичних, що призводить до звуження сортового різноманіття, втрати екологічної пластичності й адаптивності і, як наслідок, до дестабілізації урожайності за роками. G. Wricke [14] вважає, що найбільш адаптовані ті генотипи, які мають мінімальну взаємодію з середовищем або високу стабільну реакцію ознаки, властиву генотипу. K.W. Finley та J.N. Wilkinson вважають оптимальним той сортозразок, який характеризується високою загальною адаптивною здатністю

та дає найбільший врожай у сприятливих умовах середовища, тим самим забезпечуючи максимальну стабільність у несприятливих умовах [15]. Тобто під час створення сортів та гібридів важливо оцінити їх гомеостатичність, що базується на широкій нормі реакції, високому ступеню пластичності, а також на значному рівні адаптивного потенціалу [12; 15]. А.Ф. Звягін та співавтори [16] зазначають, що не існує форм, які поєднували б одночасно високу стійкість до стресових факторів і високу продуктивність. Однак селекційний досвід свідчить, що негативна кореляція між стресостійкістю та врожайністю не абсолютна, а тому дає можливість для оптимального поєднання в одному генотипі цих цінних господарських ознак. Тому створення адаптивних сортів пшениці із принципово новими характеристиками, їх здатність забезпечувати високу і стійку продуктивність за екстремальних умов довкілля – першочергове завдання, яке ставлять перед собою більшість селекціонерів.

Серед усіх природних чинників, які найбільш негативно впливають на фізіологічні процеси росту і розвитку рослин пшениці та призводять до зниження урожаю, є водний дефіцит, спричинений посухою [17; 18]. За даними Н.С. Єрмоленко [19], в останні роки 20-го століття та в останнє десятиліття частка посушливих явищ на території України, як і загалом у Європі, помітно зросла, а тому все більшої актуальності набуває питання боротьби з цим негативним явищем [20]. Відомо, що нестача води в ґрунті завдає значно більшої шкоди рослинництву, ніж всі інші стресові фактори разом [18]. Шкідлива дія посухи полягає передусім у зневодненні та порушенні метаболічних процесів у рослинах, що призводить до розпаду білків, зміни колоїдно-хімічного стану цитоплазми клітини і, як наслідок, до зниження кількості накопиченої рослинами органічної речовини [17; 21]. Посуха може також спровокувати засолення ґрунтів [18]. Стрес, викликаний водним дефіцитом, може бути первинним у разі посухи, а також вторинним у разі сольового стресу [18; 22]. Очікується, що з прогресуючим глобальним потеплінням клімату періодичність повторення посух по роках буде тільки посилюватися [23].

Реакція рослин на водний стрес залежить від кількох факторів, таких як стадія розвитку, ступінь тяжкості та тривалості стресу, а також генетичні особливості сорту [5; 8; 24]. Дослідники із СІММУТ розширили поняття про посухостійкість як відношення урожаю в однакових умовах посухи у різних сортів і запропонували розглядати його на генетичному рівні [25]. У вирішенні проблеми посухостійкості адаптивний сорт є найдешевшим і доступним засобом підвищення врожайності за умов водного дефіциту [5; 26]. Тому для стабільного отримання зернової продукції і для селекції загалом суттєве значення має добір генотипів пшениці, здатних переносити дефіцит вологи в ґрунті. Селекція пшениці на посухостійкість є визначальною передумовою для підви-

щення її пластичності й продуктивності та дає змогу розширити посіви цієї культури у районах із несприятливими кліматичними умовами [22; 27]. Хоча це завдання сьогодні сформувався як самостійний напрям селекції, що володіє широким арсеналом методів і прийомів, лишається багато неясного як в загальнотеоретичних положеннях, так і в окремих питаннях, пов'язаних з біологічними особливостями рослин [20]. Селекція на посухостійкість спирається на результати досліджень щодо закономірностей і механізмів формування адаптивних реакцій, визначення морфо-анатомічних та фізіолого-біохімічних показників, що забезпечують стійкість рослин до посухи [20; 28]. Успіх селекції пшениці на стійкість до водного дефіциту значною мірою залежить від правильної оцінки цієї ознаки у створюваних сортів. Тому методологічне забезпечення всебічного дослідження біологічної та агрономічної посухостійкості рослин цієї культури є пріоритетним завданням багатьох селекційних установ України [29]. Дослідження, спрямовані на розв'язання цієї проблеми, є актуальними і значимими, оскільки орієнтовані на розвиток розуміння реакцій рослин на посуху та широке впровадження нових методів для вирішення прикладних завдань селекції пшениці.

**Виклад основного матеріалу.** Для прискорення селекційного процесу пшениці та отримання достовірних результатів необхідно застосовувати надійні методики дослідження зразків за конкретними ознаками стійкості. Вивчення змін фізіолого-біохімічного стану рослин в умовах посухи та з'ясування механізмів резистентності дозволило фізіологам запропонувати численні методи оцінки посухостійкості на основі визначення водного статусу рослин, ефективності функціонування фотосинтетичного апарату, транспортної системи, системи перерозподілу асимілятів та неспецифічних адаптивних реакцій при субоптимальних режимах температур і вологозабезпечення [20; 30; 31]. Оскільки безпосередня оцінка рівня агрономічної стійкості рослин до посухи є тривалим та трудомістким завданням, в селекційній та інтродукційній практиці широко використовуються непрямі лабораторні методи оцінки біологічної стійкості за фізіологічними, анатомічними, морфологічними та біохімічними показниками [31; 32]. Ці підходи полягають у використанні не самої стійкості до нестачі вологи, а будь-якої іншої біологічної властивості, що пов'язана з цією ознакою. На цей час існує ціла низка непрямих методів оцінки посухостійкості рослин пшениці [30–35].

Проте достовірність оцінки тим чи іншим методом залежить від того, наскільки сильно корелює з істинною стійкістю рослин фізіологічна ознака, що лежить в основі цього діагностичного способу [34; 35]. Далеко не завжди результати оцінки посухостійкості селекційних зразків лабораторними методами співпадають з польовими. Тому в селекційній практиці зернових культур сьогодні широко

використовують спосіб оцінки стійкості генотипів до посухи, що заснований на проведенні саме польових дослідів [36]. При цьому враховуються і оцінюються особливості росту та розвитку досліджуваних рослин, а також їх продуктивність в умовах водного дефіциту [37; 38]. У разі настання посухи на рівні цілої рослини враховують такі параметри, як швидкість і ступінь втрати тургору, ступінь відмирання листя, глибина залягання коріння, товщина кутикули, зміна контролю змикання продихів тощо [39–41]. В.О. Зикін зі співавторами [39] запропонували методику, згідно з якою рівень посухостійкості пшениці в польових умовах визначають за ростовими процесами рослин, використовуючи цифрову шкалу: 1 – дуже низька (повна загибель); 3 – низька (рослини сильно пригнічені); 5 – середня (рослини пригнічені, тільки верхні два листка зелені); 7 – висока (слабке пошкодження рослини, нижній ярус листя всох); 9 – дуже висока (листя зелене).

Найбільш повним та об'єктивним показником стійкості рослини до посухи вважається її урожайність за умов водного дефіциту. Для виявлення посухостійких форм у польових умовах запропоновано кілька критеріїв відбору, що передбачають визначення врожайності зерна у стресових і нестресових умовах – стійкість і сприйнятливість генотипів до дії водного дефіциту [42; 43]. При цьому кількісною мірою посухостійкості вважається ступінь зниження продуктивності в екстремальних умовах, порівняно з оптимальними умовами росту [44]. Згідно з класифікацією G.C.J. Fernandez [45] генотипи, залежно від їх урожайності за стресових та оптимальних умов, поділяються на чотири групи: 1) генотипи, які демонструють перевагу за обох умов; 2) генотипи, що мають високі показники лише за оптимальних умов; 3) генотипи, які є ліпшими лише за стресових умов; 4) генотипи з негативними властивостями як за стресових, так і за оптимальних умов. Варто зазначити, що посухостійкість рослин є відносною характеристикою, тому для її визначення у селекційній практиці досить часто використовують сорти-класифікатори [26].

З метою вивчення сортів за реакцією на посуху нині вітчизняними та зарубіжними вченими широко використовується індексний підхід, який базується як на стійкості, так і на чутливості зразків до водного стресу. Індеси посухостійкості, які враховують рівень втрати урожаю під впливом посухи порівняно з оптимальними умовами, використовують для відбору посухостійких форм [20, 46–48]. Це показники, що всебічно характеризують ступінь зниження врожайності рослин на фоні посухи порівняно зі зволоненим фоном. Визначення селекційної цінності сортів пшениці за індексами посухостійкості в умовах наростання водного дефіциту або підвищення температури дає можливість об'єктивно характеризувати рівень їх адаптивності і прогнозувати їхню поведінку у відповідних екологічних умовах. В літе-

ратурі описана велика кількість індексів посухостійкості, які широко застосовуються на різних культурах [20, 46–50]. Різні дослідники порівнювали ці показники між собою та вивчали їх генетичні параметри [45, 46, 48]. Перелік найбільш використовуваних індексів, а також формули їх визначення наведені у таблиці.

R.A. Fisher і R. Maurer [51] запропонували індекс сприйнятливості до стресу (SSI) у зернових культур, який характеризує рівень чутливості сортозразка до різних стресових факторів, зокрема посухи. Цей показник дає змогу оцінити відносну сприйнятливості кожного генотипу в досліджуваному наборі, тому чим він менший, тим більший рівень посухостійкості зразка.

J.M. Clarke зі співавторами [52], використовуючи SSI, виявили значні відмінності за цим показником по роках та ранжували генотипи пшениці за посухостійкістю. На прикладі ярої пшениці M.J. Guttieri та співавтори [53] встановили, що при  $SSI > 1$  сорти мають сприйнятливості до посухи на рівні вище середньої.

G.C.J. Fernandez [45] представив розширений показник під назвою індекс толерантності до стресу (STI), який використовується для ідентифікації генотипів з високим рівнем урожайності як в стресових, так і в оптимальних умовах. Цей показник характеризує здатність зразка утримувати стабільний рівень урожайності незалежно від стресових факторів. Різні автори використовували індекс толерантності до стресу для визначення стійкості до посухи у сортів пшениці з високою врожайністю [43, 47, 48]. E. Farshadfar та J. Sutka [54] запропонували модифі-

кований індекс толерантності до стресу (MSTI), скорегувавши STI як масу.

A.A. Rosielle та J. Hamblin [55] запропонували такі індекси, як толерантність (TOL) – різницю в урожайності між стресовими і нестресовими умовами, і середню продуктивність (MP) – середню урожайність генотипів в стресових і оптимальних умовах. Показник TOL вказує на втрату урожайності під впливом посухи в абсолютних одиницях, а більші його значення демонструють сприйнятливості до водного стресу. Середня продуктивність MP характеризує потенційну урожайність генотипу у посушливі та оптимальні роки [55]. Максимальні значення MP та STI характеризують високу селекційну цінність генотипів, про що свідчать численні дослідження [44; 46; 56; 57].

Індекс стабільності урожаю (YSI) було запропоновано M. Bouslama і W.T. Scharaugh [58] для оцінки посухостійкості зразків сої. Цей показник визначається як відношення урожайності в умовах стресу до урожайності в оптимальних умовах. Застосування індексів TOL та YSI передбачає, що генотипи, відібрані на їх основі, матимуть бажану селекційну цінність як в стресових, так і в оптимальних умовах [59]. P. Gavuzzi та співавтори [37] для аналізу зернових культур запровадили індекс урожайності в стресових умовах (YI), який визначається відношенням урожайності сорту під впливом стресового чинника до середньої урожайності вивчених генотипів в аналогічних умовах.

H. Ullah та співавтори [60] виявили сильну позитивну кореляцію у сортів пшениці між індексами MP, TOL, STI та кількістю колосків в колосі, масою

Таблиця 1

Індекси посухостійкості та формули для їх визначення

Назва індексу	Формула
Індекс сприйнятливості до посухи (SSI) [51]	$SSI = (1 - Y_s/Y_p)/(1 - \bar{Y}_s/\bar{Y}_p)$
Індекс толерантності до стресу (STI) [45]	$STI = (Y_p \times Y_s)/(\bar{Y}_p)^2$
Середня урожайність (MP) [55]	$MP = (Y_p + Y_s)/2$
Індекс стабільності урожаю (YSI) [58]	$YSI = Y_s/Y_p$
Індекс урожайності (YI) [37]	$YI = Y_s/\bar{Y}_s \times 100$
Толерантність (TOL) [55]	$TOL = Y_p - Y_s$
Середнє геометричне урожайності (GMP) [45]	$GMP = \sqrt{(Y_p \times Y_s)}$
Середня гармонійна (HM) [66]	$HM = 2(Y_p \times Y_s)/(Y_p + Y_s)$
Модифікований індекс толерантності до стресу (MSTI) [54]	$MSTI = K_1 \times STI$ , $K_1 = Y_p^2/\bar{Y}_p^2$ , $K_2 = Y_s^2/\bar{Y}_s^2$
Індекс посухостійкості (DI) [62]	$DI = [Y_s \times (Y_s/Y_p)]/\bar{Y}_s$
Відносний індекс посухи (RDI) [70]	$RDI = (Y_s/Y_p)/(\bar{Y}_s/\bar{Y}_p)$
Процентний індекс сприйнятливості до стресу (SSPI) [64]	$SSPI = [(Y_p - Y_s)/(2\bar{Y}_p)] \times 100$
Індекс продуктивності в стресових і сприятливих умовах (SNPI) [64]	$SNPI = \sqrt[3]{(Y_p + Y_s)/(Y_p - Y_s)} \times \sqrt[3]{(Y_p \times Y_s \times Y_s)}$
Індекс толерантності до абіотичного стресу (ATI) [64]	$ATI = [(Y_p - Y_s)/(\bar{Y}_p/\bar{Y}_s)] \times \sqrt{(Y_p \times Y_s)}$
Індекс зниження урожайності (YRR) [67]	$YRR = 1 - Y_s/Y_p$

Примітка:  $Y_s$  – урожайність сорту під впливом посухи;  $Y_p$  – урожайність сорту в оптимальних умовах;  $\bar{Y}_s$  – середня урожайність всіх сортів під впливом посухи;  $\bar{Y}_p$  – середня урожайність всіх сортів в оптимальних умовах;  $K_1, K_2$  – коригуючі коефіцієнти.



1 000 зерен, урожайністю в умовах посухи. Вченими показано, що індекси MP та STI є досить ефективними для відбору цінних сортів та представляють однакове ранжування генотипів за посухостійкістю. Селекція ж на основі індексу TOL виявилася досить ефективною для добору стресостійких сортів, проте з нижчою урожайністю. Автори підсумували, що для пошуку генотипів з максимальною селекційною цінністю найвагомніше значення мають індекси MP, STI, TOL, YI та YSI.

R.A. Fischer та співавтори [61] припустили, що відносний індекс посухи (RDI) є достовірним показником для визначення стресостійкості сортів. J. Lan [62] запропонував індекс посухостійкості (DI), який застосовується для визначення генотипів з високою врожайністю як за стресових умов, так і оптимальних. Середня геометрична продуктивності (GMP) часто використовується селекціонерами, зацікавленими у відносній продуктивності, оскільки стрес, спричинений посухою, може варіювати за ступенем тяжкості протягом багатьох років [45]. У наших дослідженнях за максимальним та мінімальним значенням цього індексу виділились ті ж сорти пшениці, що й за STI [63].

S.S. Moosavi та співавтори [64] для скринінгу посухостійких генотипів у стресових та нестресових умовах запровадили процентний індекс сприйнятливості до стресу (SSPI), індекс продуктивності в стресових і сприятливих умовах (SNPI) та індекс толерантності до абіотичного стресу (ATI). Слід зауважити, що індекси SSPI, SNPI та ATI у селекційній практиці сільськогосподарських культур та, зокрема, пшениці використовуються порівняно нечасто.

A. Mehrahan та співавтори [44] на прикладі сортів м'якої пшениці виявили суттєві позитивні кореляції між урожайністю зерна за стресових умов (Ys) та індексами STI, GMP, MP, HM, а також між урожайністю за оптимальних умов (Yp) та індексами STI, MP, GMP, TOL, HM, SSI. Водночас було виявлено значний зворотний зв'язок між показниками Yp та YSI, DI. Результати дослідження засвідчили, що індекси STI, GMP, MP та HM є найбільш придатними для скринінгу посухостійких сортів. GGE biplot аналіз показав, що продуктивність сортів Kohdasht, Aftab та Gaboss менш стабільна порівняно з сортами Dehdasht, Zagros, Karim, Shirodi, Chmran та Seymareh, які відрізнялися високою стійкістю до водного дефіциту. Автори підсумували, що сорти Chmran та Shirodi мають найвищу селекційну цінність як вихідний матеріал для подальшої селекції пшениці.

B. Mickky та співавтори [65] у своїх дослідженнях на основі значень YSI, RDI, TOL, SSI та YRR методом кластерного аналізу ранжували сорти пшениці на 3 групи залежно від рівня їх посухостійкості: 1) сприйнятливі (Shandaweel 1, Giza 168, Gemmeiza 11); 2) середньостійкі (Misr 2, Sakha 93, Sakha 94); 3) стійкі (Misr 1, Sids 13, Gemmeiza 9, Sids 12).

Показано, що Sids 13 є найбільш посухостійким сортом, а Shandaweel 1 – найбільш сприйнятливим. На основі отриманих результатів було виявлено, що шість індексів із десяти, такі як MP, GMP, TOL, HM, YRR та DI, виявилися більш інформативними. З них індекси GMP та HM оцінені як найбільш практичні для добору генотипів пшениці з максимальним урожаєм як в умовах контролю, так і посухи. Кореляційний аналіз виявив достовірний позитивний зв'язок Yp з показниками TOL, SSI та YRR та суттєву негативну кореляцію цих індексів з величиною Ys. Аналогічні результати були також виявлені у дослідженнях A.S.S. Mardeh зі співавторами [68] та R. Karimizadeh зі співавторами [69], де також встановлено, що добір сортів на основі низьких значень TOL, SSI та YRR може призвести до підвищення урожайності в умовах посухи, але до її зниження в оптимальних умовах.

Використовуючи індекси SSI, TOL, MP, YSI, YI, STI та GMP, нами для встановлення селекційної цінності досліджено 18 сортів пшениці м'якої озимої миронівської селекції за посухостійкістю в умовах Центрального Лісостепу України та виділено джерела стійкості до водного дефіциту [63]. Аналіз зразків в екстремальних природних умовах, спричинених посухою, дав змогу виділити сорти з підвищеною стійкістю до дефіциту вологи, які рекомендовані для вирощування в посушливих регіонах. Виявлено, що серед досліджуваних зразків найвищу селекційну цінність мав сорт Оберіг Миронівський, який за результатами оцінки виділився за всіма сімома індексами. Відносно високою посухостійкістю також характеризувалися сорти Трудівниця миронівська, МП Валенсія, Господиня миронівська, МП Дніпрянка, Естафета миронівська, Балада миронівська, МП Ассоль та МП Вишиванка, які виділилися за чотирма показниками. Виділені генотипи рекомендовано як вихідний селекційний матеріал під час створення нових сортів пшениці з цінними практичними властивостями. Представлені дослідження сприятимуть ефективнішому використанню протестованих сортів пшениці як у рослинництві, так і в селекційній практиці. Отримані результати є певним внеском у вивчення як теоретичних, так і практичних аспектів посухостійкості пшениці та можуть застосовуватися як елементи селекційних програм.

До основних переваг методу оцінки посухостійкості за використання вищезазначених індексів відносять доступність необхідних даних, можливість вивчення значного обсягу набору сортів, простота розрахунків та визначення в одиницях найважливішої агрономічної характеристики – урожайності [20]. Слід зазначити, що під час обчислення усіх індексів використовується не більше чотирьох параметрів – урожайність сорту за умов посухи і за достатнього зволоження та середні урожайності набору сортів у вказаних умовах. Середні урожайності набору сор-

тів також використовують для характеристики умов середовища, рівня інтенсивності посухи, а рівні урожайності характеризують реакцію окремих генотипів на дію посухи [20; 44; 48].

До недоліків відносять те, що індекси посухостійкості не надають інформації про механізми протидії стресу, які можуть відрізнятися залежно від генотипу [20]. Варто також зазначити, що оцінка стійкості рослин в польових умовах часто є досить трудомістким заняттям, займає досить тривалий час, потребує відповідних умов середовища для ефективного фенотипового прояву бажаної ознаки, а тому передбачає застосування значних матеріальних ресурсів. Складність цього методу полягає також у просторовій гетерогенності фізичних і хімічних властивостей ґрунту, а також сезонних коливаннях кількості атмосферних опадів. Для вирішення цієї проблеми застосовують приміщення з контрольованими умовами вирощування, де як основний критерій стійкості рослин слугує рівень їх урожайності за стресових умов порівняно з контролем. Однак, як показує селекційний досвід, інколи буває важко створити два фони вирощування – оптимальний і стресовий. Окрім того, селекція на посухостійкість за величиною урожайності може виявитись досить складною ще й тому, що успадковуваність урожайності в умовах стресу зазвичай низька у зв'язку з не-

лікою генотиповою дисперсією або через значну варіансу взаємодії генотип-середовище [47; 48]. Як наслідок, селекційне поліпшення стає довготривалим і ненадійним. Тому, на наш погляд, з метою прискорення селекційного процесу та більш об'єктивної оцінки посухостійкості генотипів пшениці доцільно застосовувати комплексні методи, які, окрім польових, передбачають проведення також вегетаційних та лабораторних дослідів.

**Головні висновки.** Таким чином, аналіз даних літератури та власні дослідження дозволили виявити світову тенденцію щодо застосування індексного підходу для добору сортів пшениці з цінними практичними властивостями. Порівняння різних індексів свідчить, що недоцільно використовувати лише один з них, а для більш точної оцінки генотипів за посухостійкістю доречно використовувати їх комплекс. Використання індексного підходу дає змогу виділити цінні джерела посухостійкості пшениці в нестійких кліматичних умовах, які в подальшому можуть бути залучені до селекційних програм для створення конкурентоспроможних сортів цієї культури. Індексний підхід значно спрощує ідентифікацію стійких генотипів та дає можливість ефективно прискорити селекційний процес і вважається важливим доповненням до класичних методів селекції сільськогосподарських рослин, зокрема пшениці.

### Література

1. Breiman A., Graur D. Wheat evaluation. *Israel Journal Plant Sciences*. 1995. Vol. 43. № 2. P. 58–95.
2. FAO. Crop Prospects and Food Situation – Quarterly Global Report. № 4. December 2019. Rome. 46 p. <http://www.fao.org/3/ca7236en/ca7236en.pdf>.
3. Черенков А.В., Гасанова І.І., Солодушко М.М. Пшениця озима – розвиток та селекція культури в історичному аспекті. *Бюлетень Інституту сільського господарства степової зони*. 2014. № 6. С. 3–6.
4. Жемела Г.П., Кузнецова О.А. Вплив сортових властивостей на продуктивність та якість зерна пшениці м'якої озимої. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2012. № 3. С. 23–25.
5. Васильківський С.П., Гудзенко В.М., Кочмарський В.С., Кириленко В.В. Реалізація потенціалу сортів зернових культур – шлях вирішення продовольчої проблеми. *Фактори експериментальної еволюції організмів*. 2017. Т. 21. С. 47–51.
6. Литвиненко М.А. Селекція і насінництво: двоєдине ціле. *Насінництво*. 2012. № 7. С. 1–4.
7. Івашенко О.О., Рудник-Івашенко О.І. Напрями адаптації аграрного виробництва до змін клімату. *Вісник аграрної науки*. 2011. № 8. С. 52–56.
8. Васильківський С.П., Паустовський В.М., Худолій О.Л. Проблема реалізації потенціалу продуктивності сучасних сортів озимої пшениці. *Аграрні вісті*. 2002. № 2. С. 6–8.
9. Базалій В.В., Домарацький Є.О., Ларченко О.В. Сучасний сортовий склад пшениці м'якої озимої та параметри його екологічної стійкості за різних умов вирощування (огляд літератури). *Таврійський науковий вісник. Серія: Сільськогосподарські науки*. 2018. № 104. С. 9–15.
10. Костромитин В.М. Оценка адаптивного потенциала сортов зерновых культур в опытах факториального и экологического сортоизучения. *Урожай и адаптивный потенциал системы поля*. 1991. С. 44–51.
11. Стариченко В.М., Голик Л.М., Ткачова Н.А., Литус М.В. Оцінка адаптивної здатності та стабільності сортів і ліній в селекції пшениці озимої. *Селекція і насінництво*. 2014. Вип. 105. С. 77–83.
12. Губа І.І., Стариченко В.М. Екологічна пластичність та стабільність колекційних зразків жита озимого за продуктивністю. *Збірник наукових праць ННЦ «Інститут землеробства НААН»*. 2018. Вип. 2. С. 111–119.
13. Василюк П.М. Дослідження морфоагробіологічних властивостей нових сортів пшениці озимої м'якої (*Triticum aestivum* L.). *Сортовивчення та охорона прав на сорти рослин*. 2013. № 1. С. 58–61.
14. Wricke G. Uber eine Methode zur Erfassung der Okologischen Streubreite in Feldversuchen. *Z. Pflanzenzuchtung*. 1962. Vol. 47. P. 92.
15. Finley K.W., Wilkinson G.N. The analysis of adaptation in a plant breeding programme. *Australian Journal of Agricultural Research*. 1963. Vol. 6. P. 742–754.
16. Звягін А.Ф., Рябчун Н.І., Сльніков М.І. Адаптивний потенціал сортів озимої пшениці селекції інституту рослинництва ім. В.Я. Юр'єва УААН. *Селекція і насінництво*. 2008. Вип. 95. С. 223–229.
17. Blum A. Drought resistance, water-use efficiency, and yield potential – are they compatible, dissonant, or mutually exclusive? *Australian Journal of Agricultural Research*. 2005. Vol. 56. № 11. P. 1159–1168.

18. Bartels D., Sunkar R. Drought and salt tolerance in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2005. Vol. 24. № 1. P. 23–58.
19. Єрмоленко Н.С., Хохлов В.М. Порівняння просторово-часових характеристик посух в Україні на початку та наприкінці ХХ сторіччя. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2012. №10 С.65–72.
20. Chernobai L.N., Ponurenko S.G., Sikalova O.V. Evaluation of stability for maize genotype characteristics by drought tolerance indices under different hydrothermal conditions. *Wschodnioeuropejskie Czasopismo Naukowe (East European Scientific Journal)*. 2016. Vol. 8. № 6. P. 69–75.
21. Raveena, Bharti R., Chaudhary N. Drought resistance in wheat (*Triticum aestivum* L.): a review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. 2019. Vol. 8. № 9. P. 1780–1792.
22. Mwadzingeni L., Shimelis H., Dube E., Laing M.D., Tsilo T.J. Breeding wheat for drought tolerance: Progress and technologies. *Journal of Integrative Agriculture*. 2016. Vol. 15. № 5. P. 935–943.
23. Sattar S., Afzal R., Bashir I. Nawaz B., Shahid A. Biochemical, molecular and morpho-physiological attributes of wheat to upgrade grain production and compete with water stress. *International Journal of Innovative Approaches in Agricultural Research*. 2019. Vol. 3. № 3. P. 510–528.
24. Beltrano J., Marta G.R. Improved tolerance of wheat plants (*Triticum aestivum* L.) to drought stress and rewatering by the arbuscularmycorrhizal fungus *Glomus claroideum*: Effect on growth and cell membrane stability. *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 2008. Vol. 20. № 1. P. 29–37.
25. Ribaut J.-M., Poland D. Molecular approaches for the genetic improvement of cereals for stable production in water-limited environments. *A Strategic Planning Workshop held at CIMMYT*. 1999. 180 p.
26. Уліч Л.І., Бочкарьова Л.П., Лисікова В.М., Семініхін О.В. Посухостійкість сортів пшениці озимої (*Triticum aestivum* L.), придатних до поширення в Україні. *Сортовивчення та охорона прав на сорти рослин*. 2008. № 1. С. 106–113.
27. Демидов О.А., Хоменко С.О., Федоренко І.В., Федоренко М.В. Оцінка посухостійкості ліній пшениці ярої і умовах Лісостепу України. *Селекція і насінництво*. 2016. Вип. 110. С. 53–60.
28. Гончарова Э.А. Чесноков Ю.В., Ситников М.Н. Ретроспектива исследований водного статуса культурных растений на базе коллекции генетических ресурсов ВИР. *Труды Карельского научного центра РАН*. 2013. № 3. С. 10–17.
29. Россихина Г.С., Попов В.Я. Систематизация та вдосконалення методологічного забезпечення дослідження посухостійкості рослин. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2009. Вип. 17. Т. 1. С. 199–204.
30. Молодченкова О.О., Адамовская В.Г., Цисельская Л.И., Левицкий Ю.А., Безкровная Л.Я., Тихонова О.В., Сагайдак Т.В. Возможности использования биохимических показателей в селекции полевых культур на качество и устойчивость к биотическим и абиотическим факторам окружающей среды. *Селекция и насінництво*. 2008. Вип. 96. С. 289–296.
31. Григорюк И.А., Ткачев В.И., Савинская С.В., Мусиенко Н.Н. Современные методы исследования и оценки засухо- и жаростойкости растений. Киев : Науковий світ, 2003. 139 с.
32. Корхова М.М., Уліч Л.І. Вивчення посухостійкості сортів озимої пшениці порівняльним експрес-методом. *Агробіологія*. 2010. Вип. 2 (69). С. 113–115.
33. Россеев В.М., Белан И.А., Россеева Л.П. Тестирование *in vitro* яровой мягкой пшеницы на засухоустойчивость. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2011. Т. 76. № 2. С. 32–34.
34. Бычкова О.В., Хлебова Л.П. Физиологическая оценка засухоустойчивости яровой твердой пшеницы. *Acta Biologica Sibirica*. 2015. Т. 1. № 1-2. С. 107–116.
35. Варавкин В.А., Таран Н.Ю. Диагностика засухоустойчивости сортов пшеницы разной селекции по осморегуляторным свойствам семян. *ScienceRise*. 2014. Т. 3. № 1(3). С. 18–22.
36. Методика державного сортовипробування сільськогосподарських культур / за ред. В. В. Волкодава. 2000. Київ : АЛЕФА, С. 10–50.
37. Gavuzzi P., Rizza F., Palumbo M., Campanile R. G., Ricciardi G. L., Borgh B. Evaluation of field and laboratory predictors of drought and heat tolerance in winter cereals. *Canadian Journals of Plant Science*. 1997. Vol. 77. № 4. P. 523–531.
38. Makar O.O., Patsula O.I., Kavulych Y.Z., Batrashkina T.I., Bunio L.V., Kozlovskyy V.I., Vatamaniuk O., Terek O.O., Romanyuk N.D. Excised leaf water status as a measure of drought resistance of Ukrainian spring wheat. *Studia Biologica*. 2019. Vol. 13. № 2. P. 41–54.
39. Зыкин В.А., Россеева Л.П., Белан И.А., Кадиков Р.К. Методика оценки селекционных форм и сортов мягкой пшеницы при испытании на отличимость, однородность и устойчивость к факторам среды: методические рекомендации. СО РАСХН, СибНИИСХ, ФГОУ ВПО БГАУ. Уфа, 2004. 39 с.
40. Haley S.D., Quick J.S., Morgan J.A. Excised-leaf water stress evolution and association in field-grown winter wheat. *Canadian Journal of Plant Science*. 1993. Vol. 73. № 1. P. 55–63.
41. Rane J.M., Maheshwari S.N. Effect of pre-anthesis water stress on growth, photosynthesis and yield of six wheat cultivars differing in drought tolerance. *Indian Journal of Plant Physiology*. 2001. Vol. 6. № 1. P. 53–60.
42. Talebi R., Fayaz F., Naji A. M. Effective selection criteria for assessing drought stress tolerance in durum wheat (*Triticum durum* Desf.). *General and Applied Plant Physiology*. 2009. Vol. 35. № ½. P. 64–74.
43. Geravandi M., Farshadfar E., Kahrizi D. Evaluation of some physiological traits as indicators of drought tolerance in bread wheat genotypes. *Russian Journal of Plant Physiology*. 2011. Vol. 58. № 1. P. 69–75.
44. Mehraban A., Tobe A., Gholipouri A., Amiri E., Ghafari A., Rostaii M. Evaluation of drought tolerance indices and yield stability of wheat cultivars to drought stress in different growth stage. *World Journal of Environmental Biosciences*. 2018. Vol. 7. № 1. P. 8–14.
45. Fernandez G.C.J. Effective selection criteria for assessing plant stress tolerance. *Proceeding of the International Symposium on Adaptation of Vegetables and other Food Crops in Temperature and Water Stress*. Aug. 13–16, Shanhua, Taiwan, 1992. P. 257–270.
46. Вус Н.О., Кобизева Л.Н., Безугла О.М. Селекційна цінність зразків нуту за посухостійкістю в умовах східного Лісостепу України. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2017. № 4 (68). <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/9108>.
47. Farshadfar E., Jamshidi B., Cheghamirza K., da Silva J. A. T.. Evaluation of drought tolerance in bread wheat (*Triticum aestivum* L.) using *in vivo* and *in vitro* techniques. *Annals of Biological Research*. 2012. Vol. 3. № 1. P. 465–476.

48. Dodig D., Zoric M., Knezevic D., King S.R., Surlan-Momirovic G. Genotype×environment interaction for wheat yield in different drought stress conditions and agronomic traits suitable for selection. *Australian Journal of Agricultural Research*. 2008. Vol. 59. № 6. 536–545.
49. Ержебаева Р. С., Дидоренко С. В., Кудайбергенов М. С., Даниярова А. К., Амангелдиева А. А. Поиск источников засухоустойчивости среди новой коллекции сои (Glucine max) в условиях юго-востока Казахстана. *Зернобобовые и крупяные культуры*. 2019. Т. 3. № 31. С. 63–73.
50. Силенко С. Оцінка генофонду чини посівної за посухостійкістю в умовах південного лісостепу України. *Аграрна наука та освіта в умовах Євроінтеграції*. 2018. С. 140–143.
51. Fisher R. A., Maurer R. Drought resistance in spring wheat cultivars. 1. Grain yield responses. *Australian Journal of Agricultural Research*. 1978. Vol. 29. № 5. P. 897–912.
52. Clarke J.M., DePauw R.M., Townley-Smith T.F. Evaluation of methods for quantification of drought tolerance in wheat. *Crop Science*. 1992. Vol. 32. № 3. P. 723–728.
53. Guttieri M.J., Stark J.C., Brien K., Souza E. Relative sensitivity of spring wheat grain yield and quality parameters to moisture deficit. *Crop Science*. 2001. Vol. 41. № 2. P. 327–335.
54. Farshadfar E., Sutka J. Multivariate analysis of drought tolerance in wheat substitution lines. *Cereal Research Communication*. 2003. Vol. 31. № ½. P. 33–40.
55. Rosielle A.A., Hamblin J. Theoretical aspects of selection for yield in stress and non-stress environments. *Crop Science*. 1981. Vol. 21. № 6. P. 943–946.
56. Mardeh A.S.S., Ahmadi A., Poustini K., Mohammadi V. Evaluation of drought resistance indices under various environmental conditions. *Field Crops Research*. 2006. Vol. 98. № 2-3. P. 222–229.
57. Dadbakhsh A., YazdanSepas A. Evaluation of drought tolerance indices for screening bread wheat genotypes in end-season drought stress conditions. *Advances in Environmental Biology*. 2011. Vol. 5. № 6. P. 1040–1045.
58. Bouslama M., Schapaugh W.T. Stress tolerance in soybean. Part 1: evaluation of three screening techniques for heat and drought tolerance. *Crop Science*. 1984. Vol. 24. № 5. C. 933–937.
59. Sanjar P.E.A., Yazdan S.A. Evaluation of wheat (*Triticum aestivum* L.) genotypes under pre- and post-anthesis drought stress conditions. *Journal of Agricultural Science and Technology*. 2008. Vol. 10. № 2. P. 109–121.
60. Ullah H., Subthain H., Khalil I.H., Khan W.U., Jamal Y., Alam M. Stress selection indices an acceptable tool to screen superior wheat genotypes under irrigated and rain-fed conditions. *Pakistan Journal of Botany*. 2014. Vol. 46. № 2. P. 627–638.
61. Fischer R.A., Rees D., Sayre K.D., Lu Z.M., Condon A.G., Saavedra A.L. Wheat yield progress associated with higher stomatal conductance and photosynthetic rate, and cooler canopies. *Crop Science*. 1998. Vol. 38. № 6. P. 1467–1475.
62. Lan J. Comparison of evaluating methods for agronomic drought resistance in crops. *Acta Agriculturae Boreali-occidentalis Sinica*. 1998. Vol. 7. P. 85–87.
63. Юрченко Т., Пикало С., Гуменюк О., Пірич А. Оцінка посухостійкості сортів пшениці м'якої озимої миронівської селекції у Центральному Лісостепу України. *Вісник Львівського національного аграрного університету. Серія Агрономія*. 2020. № 24. С. 82–87.
64. Moosavi S.S., Yazdi Samadi B., Naghavi M.R., Zali A.A., Dashti H., Pourshahbazi A. Introduction of new indices to identify relative drought tolerance and resistance in wheat genotypes. *Desert (Biaban)*. 2008. Vol. 12. № 2. P. 165–178.
65. Micky B., Aldesuquy H., Elnajar M. Uni- and multi-variate assessment of drought response yield indices in 10 wheat cultivars. *Journal of Crop Science and Biotechnology*. 2019. Vol. 22. № 1. P. 21–29.
66. Kristin A.S., Serna R.R., Perez F.I., Enriquez B.C., Gallegos J.A.A., Vallego P.R., Wassimi N., Kelly J.D. Improving common Bean performance under drought stress. *Crop Science*. 1997. Vol. 37. № 1. P. 43–50.
67. Golestani-Araghi S., Assad M.T. Evaluation of four screening techniques for drought resistance and their relationship to yield reduction ratio in wheat. *Euphytica*. 1998. Vol. 103. № 3. P. 293–299.
68. Mardeh A. S. S., Ahmadi A., Poustini K., Mohammadi V. Evaluation of drought resistance indices under various environmental conditions. *Field Crop Research*. 2006. Vol. 98. № 2-3. P. 222–229.
69. Karimizadeh R., Mohammadi M., Ghaffaripour S., Karimpour F., Shefazadeh M.K. Evaluation of physiological screening techniques for drought-resistant breeding of durum wheat genotypes in Iran. *African Journal of Biotechnology*. 2011. Vol. 10. № 56. P. 12107–12117.
70. Fischer R.A., Wood T. Drought resistance in spring wheat cultivars III. Yield association with morphological traits. *Australian Journal of Agricultural Research*. 1979. Vol. 30. № 6. P. 1001–1020.

## МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ КЛІМАТИЧНОГО ПРОФІЛЮВАННЯ ЖИТЕЛІВ МІСТ

Ращенко А.В., Лесь А.В., Бордюг Н.С., Майкун Є.І.  
Житомирський національний агроекологічний університет  
бульвар Старий, 7, 10008, м. Житомир  
a.rashchenko@gmail.com, bambina\_nas@yahoo.com, natali-21@ukr.net

У статті наведено розроблені та адаптовані до особливостей кліматичної вразливості конкретного міста методичні аспекти кліматичного профілювання його жителів. Кліматичне профілювання розглядається у роботі як підґрунтя для розробки стратегічних та тактичних планів запобігання та адаптації до кліматичних змін. Встановлено, що кліматичне профілювання відрізняється від наявних досліджень, що фокусуються насамперед на вивченні демографічних показників екологічно відповідальних людей. Визначено, що основні демографічні дескриптори, що враховуються у дослідженні, мають включати вік, стать, освіту, дохід, сферу роботи респондентів. Висновки, що будуть отримані на основі таких досліджень у окремих населених пунктах, не можуть бути використані як типові для всієї території країни. У контексті дослідження кліматичного профілювання доцільно врахувати наступні поведінкові особливості: обізнаність із проблемою кліматичних змін; ставлення до них та можливість участі у вирішенні проблеми; власна кліматична позиція, вчинки та дії, пов'язані із будь-якими активностями у цій сфері. Виявлено, що кліматичні зміни потенційно здатні провокувати виникнення ризиків щодо зміни способу життя та відпочинку містян, умов функціонування бізнесу, втрати або псування майна та міської інфраструктури, підрив продовольчої безпеки, погіршення якості та стану зелених і блакитних зон тощо. Всі названі аспекти мають бути врахованими під час проведення кліматичного профілювання жителів міста та формують основні освітні блоки. До них також доцільно віднести: прояви кліматичних змін (блок, що пов'язано із найбільш актуальними для міста проявами кліматичних змін); транспорт (блок питань, що включає оцінку стану транспортної авто- та велоінфраструктури, міської мобільності тощо); водні ресурси (тенденції щодо забезпеченості водними ресурсами, оцінка водопостачання та якості питної води тощо); тверді побутові відходи (стан та поводження із ТПВ); зелені зони (стан рекреаційних зон та зелених насаджень міста); енерго- та ресурсозбереження (участь та підтримка реалізації міських енергоефективних проєктів). Результати дослідження будуть використані для розробки методики кліматичного профілювання жителів міст, що буде базуватися на поєднанні поведінкових і особистісних характеристик респондентів та специфіки кліматичних ризиків конкретних населених пунктів. *Ключові слова:* зміни клімату, кліматичне профілювання, екологічна поведінка, запобігання та адаптація до змін клімату.

### **Methodical aspects of climate profiling of citizens. Rashchenko A., Les A., Bordiug N., Maikun Y.**

The article describes the methodological aspects of the climate profile of its inhabitants. They are designed and adapted to the specific of climate vulnerability of a particular city. Climate profiling is considered as a basis for developing strategic and tactical plans for preventing and adapting to climate change. Existing research has been found to focus on the study of the demographics of environmentally responsible people. This is different from climate profiling. It was determined that the main demographic descriptors should include age, gender, education, income, respondents' sphere of work. The conclusions that will be drawn from such surveys in individual settlements cannot be used as typical throughout the country. In climate profiling, it is advisable to take into account the following behavioral features: awareness of climate change; their attitude and ability to participate in solving the problem; own climate position, actions related to any activity in this field. Climate change has been identified as capable of causing risks in the following areas: the way of life and leisure of the townspeople, the state of their property and urban infrastructure, the conditions of operation of the business, food security, the quality and condition of the green and blue zones and more. All of these aspects should be taken into account in the climate profile of the inhabitants of the city and form the main blocks of questions. It is also advisable to include climate change (a block related to the most relevant climate change impact); transport (a block of questions including an assessment of the state of transport auto and bicycle infrastructure, urban mobility, etc.); water (trends in water supply, drinking water quality, etc.); solid household waste (waste status and management); green areas (state of recreational areas and green spaces of the city); energy and resource conservation (participation and support for the implementation of urban energy efficiency projects). The results of the study will be used to develop a methodology for the climate profiling of urban residents. It will be based on the combination of the behavioral and personal characteristics of the respondents and the specific climate risks of specific settlements. *Key words:* climate profile of people, environmental behavior, prevention and adaptation to climate change.

**Постановка проблеми.** Прояви кліматичних змін та ризики, що потенційно можуть бути пов'язані із ними, різняться залежно від географічних особливостей різних міст та країн. Проблема кліматичних змін є надзвичайно складною, що майже унеможливує чітке розуміння людьми того, яким саме чином їх споживчі та туристичні звички, господарські практики впливають на зміни у глобальних природних процесах. З іншого боку, саме розуміння та участь

людей у запобіганні та адаптації до кліматичних змін є однією із заporук утримання глобальної температури на відносно безпечному рівні. Це зумовлює необхідність у розробці методик, що дозволили б проводити кліматичне профілювання жителів міст.

**Актуальність дослідження.** Україна є учасником та підписантом декількох міжнародних угод, що окреслюють питання змін клімату, а саме: Рамкової конвенції ООН про зміну клімату, зокрема

Киотського протоколу та Паризької угоди; Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами. Відповідно до взятих зобов'язань, в країні мають впроваджуватися певні заходи, спрямовані на забезпечення низьковуглецевого розвитку, перехід на відновлювані джерела енергії, зниження споживання енергетичних ресурсів тощо. Їх реалізацію покладено не лише на органи державної влади. Передбачається, що окремі компоненти державної кліматичної політики мають бути враховані у програмах та планах розвитку регіонів, міст та селищ. До чинників, що наразі стримують активну діяльність у цій сфері, відносять недостатню поінформованість громадян щодо змін клімату [8]. Отже, стає очевидним, що будь-які дії органів місцевої чи державної влади у напрямку запобігання та адаптації до змін клімату мають підтримуватися населенням, особливості поведінки якого є недостатньо вивченими.

**Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями.** Удосконалення методики дослідження кліматичного профілю жителів міст є актуальним науковим завданням, оскільки забезпечить підґрунтя для розробки стратегічних та тактичних планів запобігання та адаптації до кліматичних змін.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Ідея екологічного профілювання людей з'являється у працях багатьох науковців. Однак більшість із таких досліджень фокусуються на профілюванні людей, що належать до категорії «екологічно відповідальних» (про-екологічних індивідів) [1]. Зокрема, у працях досліджують особливості або специфічну поведінку таких людей [3]. Крім того, вивчаються чинники, що безпосередньо впливають чи визначають екологічно відповідальні вчинки (практики) [4]. І хоча дослідження визначають, які саме причини спонукають людей здійснювати ті чи інші про-екологічні вчинки, більшість з них фокусуються на визначенні поведінкових та демографічних характеристик екологічно відповідальних людей.

Вітчизняними науковцями також проведено екологічне профілювання (побудова екологічного портрету) українців. Дослідження побудоване на основі проведеного у 2018 р. соціологічного опитування громадян України щодо їх ставлення до екологічних питань, а саме: важливості охорони довкілля, роль людини у наведеному процесі, ефективних способів вирішення екологічних проблем, їх впливу на загальний стан здоров'я мешканців тощо. Дослідження проводилось для встановлення цінностей, настроїв та поведінки людей у контексті охорони довкілля та основних екологічних проблем з метою формування соціального підґрунтя для успішної реалізації екологічних реформ [7]. Однак серед численних екологічних проблем, які є характерними для України протягом останніх десятиліть, кліматичні зміни

згадуються досить фрагментарно. Отже, виникає потреба у проведенні дослідження щодо удосконалення наявних методичних підходів з метою проведення кліматичного профілювання жителів міст.

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття.** Дослідження, проведені шведськими науковцями, засвідчують наявність «механізму компенсації» несталої поведінки людей за рахунок певних екологічних вчинків та практик [6]. Мається на увазі, що у розвинених країнах люди намагаються компенсувати негативний екологічний вплив їх діяльності на довкілля за рахунок про-екологічних вчинків, яких зазвичай не достатньо. При цьому дослідження, що окреслюють сприйняття жителями країн, що розвиваються, кліматичних змін та розуміння ними взаємозв'язків між їх поведінкою та глобальними екологічними проблемами, є досить обмеженими.

**Новизна.** У роботі пропонуються удосконалені та адаптовані до специфіки досліджуваної проблеми методичні аспекти кліматичного профілювання жителів міст.

**Методологічне або загальнонаукове значення.** Виконані дослідження формують підґрунтя для розробки методики кліматичного профілювання жителів міст, що буде базуватися на поєднанні поведінкових і особистісних характеристик респондентів та специфіки кліматичних ризиків конкретних населених пунктів.

**Виклад основного матеріалу.** Дослідження, проведені у США, країнах Західної Європи та Азії, засвідчили, що під час профілювання еко-свідомих людей доцільно використовувати основні демографічні дескриптори: вік, стать, освіту, дохід. При цьому встановлено, що виокремлювати групу екологічно відповідальних споживачів (людей) винятково в аспекті демографічних показників, а особливо інтерпретувати такі групи як типові для різних країн, недоцільно [2]. Отже, вважаємо, що під час проведення кліматичного профілювання є необхідність у конкретизації демографічних дескрипторів. При цьому на їх основі доцільно виокремлювати групи кліматично відповідальних жителів конкретних міст і населених пунктів, де проводились дослідження. Вважаємо за необхідне використовувати дані дескриптори під час побудови припущень щодо напрямів та особливостей співпраці з окремими категоріями населення з метою вирішення конкретних кліматичних задач.

Окремо слід зауважити на необхідності уточнення такого дескриптору, як освіта. Адже більшість досліджень засвідчують наявність залежності між екологічно відповідальною поведінкою людей та рівнем їх освіти. У рамках цих досліджень встановлено також наявність більш тісної кореляції між рівнем освіти та екологічною свідомістю людей, і меншого зв'язку між рівнем освіти та екологічно відповідальною поведінкою [2]. Беручи до уваги дані



Рис. 1. Блоки питань щодо кліматичного профілювання

названих досліджень, а також враховуючи специфіку освіти в Україні в останні десятиліття, вважаємо за доцільне доповнити дослідження таким демографічним показником, як сфера роботи.

Інші провідні дослідження у сфері екологічного профілювання засвідчують необхідність врахування таких змінних, як рівень екологічної освіти, ставлення до проблем довкілля, особистісні характеристики, еко-активність, культурні цінності тощо [5]. Вважаємо, що у контексті нашого дослідження з наведених вище доцільно врахувати такі: обізнаність із проблемою кліматичних змін; ставлення до них та можливість участі у вирішенні проблеми; власна кліматична позиція, вчинки та дії, пов'язані із будь-якими активностями у цій сфері.

Розробка та імплементація кліматичної політики м. Житомир можливі за підтримки та участі у цьому процесі його громади. У процесі дослідження нами встановлено, що кліматичні зміни потенційно здатні викликати ризики у таких сферах:

- зміна способу життя та відпочинку;
- погіршення загального стану здоров'я населення та посилення проблем доступу до медичних послуг (особливо для вразливих груп населення);
- збільшення середньорічної кількості опадів;
- знищення / пошкодження майна;
- знищення / пошкодження інфраструктури;
- втрати виробництва;
- продовольчі негаразди;
- підвищення рівня безробіття;
- втрата біорізноманіття та зеленої інфраструктури;
- втрата вартості житла;

– збільшення довжини та інтенсивності хвиль спеки;

– підвищення середньорічної температури.

Нівелювати ризики можливо шляхом запровадження запобіжних заходів, спрямованих на підвищення стійкості міста до кліматичних змін. До них належать: екологічна освіта, партисипативні практики та інформування населення; менеджмент зелених та блакитних зон; менеджмент відходів; екологізація міського транспорту та розробка плану міської мобільності; управління відходами; енерго- та ресурсоефективна модернізація міста. Всі названі аспекти мають бути врахованими під час проведення кліматичного профілювання жителів міста (рис. 1).

Урахування всіх виокремлених потенційних ризиків, екологічних проблем міста та запобіжних заходів у контексті кліматичного профілювання вимагає зведення їх у окремі блоки. До них також доцільно віднести: прояви кліматичних змін (блок, що пов'язаний із найбільш актуальними для міста проявами кліматичних змін); транспорт (блок питань, що включає оцінку стану транспортної авто- та вело-інфраструктури, міської мобільності тощо); водні ресурси (тенденції щодо забезпеченості водними ресурсами, оцінка водопостачання та якості питної води тощо); тверді побутові відходи (стан та поводження із ТПВ); зелені зони (стан рекреаційних зон та зелених насаджень міста); енерго- та ресурсозбереження (участь та підтримка реалізації міських енергоефективних проектів).

**Головні висновки.** У роботі викладено теоретичні узагальнення та окремі методичні аспекти кліматичного профілювання жителів міст, зокрема:

1. Встановлено, що основні демографічні дескриптори, що враховуються у дослідженні, мають включати вік, стать, освіту, дохід, сферу роботи респондентів. Висновки, що будуть отримані на основі таких досліджень у окремих населених пунктах, не можуть бути використані як типові для всієї території країни.

2. Виявлено, що кліматичні зміни потенційно здатні викликати ризики у таких сферах, як спосіб життя та відпочинку містян, стан їх майна та міської інфраструктури, умови функціонування бізнесу, про-

довольча безпека, якість та стан зелених і блакитних зон тощо. Всі названі аспекти мають бути врахованими під час проведення кліматичного профілювання жителів міста та формують основні блоки питань.

**Перспективи використання результатів дослідження.** Результати дослідження будуть використані для розробки методики кліматичного профілювання жителів міст, що буде базуватися на поєднанні поведінкових і особистісних характеристик респондентів та специфіки кліматичних ризиків конкретних населених пунктів.

#### Література

1. Markowitz EM, Goldberg LR, Ashton MC, Lee K. Profiling the “pro-environmental individual”: a personality perspective. *J Pers.* 2012;80(1):81–111. doi: 10.1111 / j.1467-6494.2011.00721.x
2. Nair PB Profiling Green Consumer Characteristics: An Eternal Quandary. *Journal of Advanced Management Science* Vol. 3, No. 2, June 2015: doi: 10.12720/joams.3.2.174-178.
3. Nolan J, Schultz PW, Cialdini RB, Goldstein NJ, Griskevicius V. Normative social influence is underdetected. *Personality and Social Psychology Bulletin.* 2008;34:913–923.
4. Oom Do Valle P, Rebelo E, Reis E, Menezes J. Combing behavioral theories to predict recycling involvement. *Environment & Behavior.* 2005;37(3):364–396.
5. Pickett-Baker J., Ozaki R., “Pro-environmental products: Marketing influence on consumer purchase decision” *Journal of Consumer Marketing*, vol. 25, no. 5, 2008.
6. Sörqvist P and Langeborg L (2019) Why People Harm the Environment Although They Try to Treat It Well: An Evolutionary-Cognitive Perspective on Climate Compensation. *Front. Psychol.* 10:348. doi: 10.3389/fpsyg.2019.00348
7. Екологічний паспорт громадянина України. РАЦ «Суспільство і довкілля». 2018 р. 26 с.
8. Концепція реалізації державної політики у сфері зміни клімату на період до 2030 року. URL: <https://menr.gov.ua/news/32001.html>.



## URGENT ISSUES OF UKRAINE'S GREENHOUSE GAS INVENTORY

Shmarin S.L.<sup>1</sup>, Troyanska Ye.N.<sup>1</sup>, Denisenko I.Yu.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>NGO "Bureau of Complex Analysis and Forecasts"

60, Sichovykh Striltsiv Str., 04050, Kyiv

<sup>2</sup>State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management

35, Metropolitan Vasyl Lypkivskyi Str., building 2, 03035, Kyiv

Sergeyshmarin1988@gmail.com, Denisenko15@ukr.net

The basic element of the functioning of the GHG inventory system of Ukraine is GHG Emission Inventory, which is annually prepared to meet the obligations under United Nations Framework Convention on Climate Change. In order to provide recommendations on strengthening national GHG inventory system, last three published Ukraine's GHG Emission Inventories were analyzed to identify urgent issues on its preparation.

The results of the analysis revealed a number of systemic shortcomings during the development of the latest GHG Emission Inventories in Ukraine, which can be divided into organizational, statistical isolation and methodological issues. The following crucial issues related to Ukraine's GHG Inventory compilation were identified: the procedures of Ukraine's GHG Inventory public consultations, methodology inconsistency of GHG emission data and other state and departmental statistics, as well as lack of external peer review at the stage of draft GHG Inventory planning and preparing.

Specific recommendations how to address revealed weak spots were provided, among which are: to improve the procedures of Ukraine's GHG Inventory preparation, to involve external experts at the stage of planning and preparation of draft GHG Inventory, as well as to introduce the practice to draw up additional technical documentation on GHG emissions in Ukraine, which should be based solely on the state and departmental statistics excluding activities at the temporarily occupied territories of Ukraine. Such a document could be prepared in the form of technical amendment to Ukraine's GHG Emission Inventory. The other option is to prepare informational note containing information on the input data and GHG emissions by each source/IPCC category of GHG emissions defined based on the initial data of official statistical reporting and its comparison with data posted on the website of the UNFCCC Secretariat.

Increasing the quality and transparency of Ukraine's GHG Inventory will lead to more accurate modeling of GHG emissions in the country, as well as ensure availability of more objective input data to plan and implement the activity on GHG emission reduction in Ukraine. *Key words:* climate change, GHG emissions, public consultations, methodology consistency, quality improvement.

### Проблемні питання Національного кадастру антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні. Шмарін С.Л., Троянська Є.М., Денисенко І.Ю.

Базовим елементом функціонування системи обліку викидів парникових газів в Україні є Національний кадастр антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів (надалі – Кадастр викидів ПГ), який щорічно розробляється у рамках зобов'язань за Рамковою конвенцією ООН про зміну клімату. З метою надання рекомендацій щодо підвищення спроможності національної системи обліку викидів парникових газів, останні три опублікованих Кадастри викидів ПГ в Україні було проаналізовано та виявлено проблемні питання їх підготовки.

За результатами аналізу було визначено ряд системних недоліків під час підготовки Кадастрів викидів ПГ в Україні, які можна розділити на організаційні питання, питання статистичної ізоляції та методологічні питання. До найбільш гострих питань підготовки Кадастрів викидів ПГ слід віднести процедури обговорення проекту Кадастру викидів ПГ, методологічну неузгодженість даних про викиди ПГ з іншими даними офіційної та відомчої статистики, а також відсутність зовнішнього рецензування на етапі планування та підготовки проекту Кадастру викидів ПГ.

Запропоновано шляхи усунення вищезначених слабких місць, одними з яких є: удосконалення процедур підготовки Кадастру викидів ПГ, залучення зовнішніх експертів на етапі планування та підготовки Кадастру викидів ПГ, запровадження практики складання додаткової документації технічного характеру про викиди ПГ в Україні, яку буде сформовано винятково за даними державної та відомчої статистики без урахування діяльності на тимчасово окупованих територіях.

Підвищення якості підготовки Кадастру викидів ПГ дозволить коректніше проводити моделювання викидів ПГ в Україні та забезпечить наявність більш об'єктивної вихідної інформації для планування та реалізації заходів, спрямованих на скорочення викидів ПГ в Україні. *Ключові слова:* зміна клімату, викиди парникових газів, громадське обговорення, методологічна узгодженість, підвищення якості.

**Problem definition.** Ukraine is a party to the UN Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), the Kyoto Protocol, the Paris Agreement and EU Association Agreement. Within the framework of these international agreements, Ukraine has undertaken to ensure the effective functioning of the national system for the assessment of anthropogenic emissions

and absorption of greenhouse gases (hereinafter – the GHG Emission Accounting System).

The basic and key component of the National GHG Inventory System is the annual inventory of greenhouse gas emissions (GHG), namely, Ukraine's GHG Emission Inventory [1], which is developed annually and is a subject to public consultations, according to the results

of which – submitted to the UNFCCC Secretariat. After its publication, the GHG Emission Inventory is reviewed by the Expert Review Team (ERT), based on the results of which the GHG Emission Inventory is approved at the international level.

GHG Emission Inventory fulfills the following role in planning state policy and ensuring its implementation in the field of climate change and reducing the carbon intensity of Ukraine's economy:

- source of reliable information on retrospective GHG emissions in Ukraine by types of greenhouse gases and sources of their formation (IPCC categories [2]);

- documentary verified confirmation of the achieved results in the issues of GHG emission reductions;

- source of initial data for identification of the largest sources of GHG emissions and their potential for reduction in Ukraine;

- source of initial data for the formation of GHG reduction policies and measures in Ukraine, on the basis of which the following state planning documents and international reports are formed: Nationally Determined Contribution [3], National Communication and Biennial Report [4], Low Emission Development Strategy [5] etc.

**The purpose** of this work is to contribute to the increasing the quality of GHG Emission Inventory in Ukraine by identifying the urgent issues on its preparation and providing recommendations how to fix these weak spots. To achieve the goal, last three GHG Emission Inventories, published in 2018, 2019 and 2020 on the website of the UNFCCC Secretariat [1; 6; 10] were analyzed.

**Context.** The GHG Emission Inventory is developed by the Budget Institution “National Center for Greenhouse Gas Emission Inventory” of the Ministry of Energy and Environmental Protection of Ukraine, in accordance with the annually approved plan of GHG Emission Inventory preparation, resolutions of Conference of Parties to UNFCCC. 24.CP / 19 [7], IPCC National Greenhouse Gas Inventory Guidelines, 2006 [2], taking into account the latest recommendations of the ERT [8]. A particular feature of preparation of the GHG Emission Inventory in Ukraine, which meets the requirements of Decision 24.CP / 19, is that GHG Emission Inventory takes into account GHG emissions occurring on the temporarily occupied territories, namely: certain districts of Donetsk and Luhansk regions, Autonomous Republic of Crimea and the city of Sevastopol, i.e. the activities that are not included into other state and departmental statistics of Ukraine.

The results of the analysis revealed a number of systemic shortcomings during the development (compilation) of the latest GHG Emission Inventories in Ukraine (2018–2020 years of submission), which can be divided into the following issues: organizational, statistical isolation from other data sources, methodological.

1. Organizational. Within the existing National GHG Inventory System, the procedure of public consultations is reduced to a formality and does not fulfill its function, namely – the involvement of a wide range of specialists

and experts into preparation of the document. This situation is due to the fact that the Draft GHG Emission Inventory, which is posted on the website of the Ministry of Energy and Environmental Protection of Ukraine, contains the aggregate data on emissions generated both on the basis of official data (mostly generated by the State Statistics Service of Ukraine) and the activities on the temporarily occupied territories. At the same time, it is impossible to segregate the amount of emissions and data on activities on the temporarily occupied territories based on the provided information. In addition, the methodology for estimating GHG emissions on the temporarily occupied territories [9] was developed in 2014 and does not correspond to modern realities.

Thus, during the public consultations procedure, it is impossible to verify the most of emission data provided in the Draft GHG Emission Inventory and to identify potential deficiencies. As a result, the GHG Emission Inventory becomes artificially detached from the formation of statistical reporting in Ukraine.

2. Statistical isolation from other data sources. The data contained in the GHG Emission Inventory do not meet the needs for generating GHG emission estimates used to prepare / update National Communications and Biennial Reports, Low Carbon Development Strategy, etc. The modeling uses macroeconomic statistics based on official data and is incomparable with GHG emissions data, which additionally take into account activities on the temporarily occupied territories. As a result, at modeling, the specific GHG emissions are overestimated due to the fact that allegedly higher GHG emissions correspond to fewer goods produced and consumed.

3. Methodological. During the development of Ukraine's GHG Emission Inventory submitted in 2020, the independent experts weren't involved on a wide scale into estimating GHG emissions on the temporarily occupied territories and into the most recalculations in key categories, which contradicts the basic principles of reporting under the UNFCCC, whereas 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories state – “Expert judgement on methodological choice and choice of input data to use is ultimately the basis of all inventory development”.

### **Recommendations for the preparation of the GHG Emission Inventory 2021.**

1. To change the procedures for preparing the GHG Emission Inventory. The draft GHG Emission Inventory, which is published for official consultations and provision of recommendations, should be formed only on the basis of official statistical reporting data in terms of the latest reporting year. Re-assessment of GHG emissions occurring on the temporarily occupied territories should be performed after the procedure of public consultations and after processing of the provided recommendations and remarks.

2. To update the methodology for estimating GHG emissions on the temporarily occupied territories. The

previous methodology (developed in 2014) is outdated and does not correspond to the current state of affairs.

3. To involve independent experts with relevant experience into developing a new methodology for estimating GHG emissions on the temporarily occupied territories and into its annual modernization, as well as into the quality assurance/ quality control procedures for key sources of GHG emissions at the stage of preparation of draft GHG Emission Inventory.

4. To expand the involvement of external experts with relevant experience into quality assurance / quality control procedures for key GHG emission sources and those sources.

5. To form two versions of the GHG Emission Inventory in each reporting year. The first, taking into account GHG emissions on the temporarily occupied territories, which would actually be posted on the web-

site of the UNFCCC Secretariat. The second, which is methodologically consistent with the official version posted on the website of the UNFCCC Secretariat, but the calculations of which are based on the initial data of official statistical reporting. The second version of the GHG Emission Inventory so called "Technical amendment to the GHG Emission Inventory" should be distributed on the basis of confidentiality rights among the developers of state planning documents on climate change in Ukraine.

6. The alternative to the "Technical amendment to the GHG Emission Inventory" could be an Informational Note containing information on the input data and GHG emissions by each source/IPCC category of GHG emissions defined based on the initial data of official statistical reporting and its comparison with data posted on the website of the UNFCCC Secretariat.

### References

1. Ukraine's Greenhouse Gas Inventory 1990-2018. The Ministry of Energy and Environmental Protection of Ukraine. Kyiv. 2020. Available at: [https://menr.gov.ua/files/docs/Zmina\\_klimaty/2020/Ukraine\\_NIR\\_2020%20draft.pdf](https://menr.gov.ua/files/docs/Zmina_klimaty/2020/Ukraine_NIR_2020%20draft.pdf).
2. IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. Available at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol1.html>.
3. Ukraine's First Nationally Determined Contribution. The Ministry of Environment and Natural Resources of Ukraine. Kyiv. 2016. p. 5. Available at: <https://www4.unfccc.int/sites/ndcstaging/PublishedDocuments/Ukraine%20First/Ukraine%20First%20NDC.pdf>.
4. Ukraine's Sixth National communication and First Biennial Report (in Russian). The Ministry of Environment and Natural Resources of Ukraine. Kyiv. 2013. p. 342. Available at: [https://unfccc.int/sites/default/files/resource/U%206nc\\_v7\\_final\\_%5B1%5D.pdf](https://unfccc.int/sites/default/files/resource/U%206nc_v7_final_%5B1%5D.pdf).
5. Ukraine 2050 Low Emission Development Strategy. Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine. 2018. Kyiv. P. 76. Available at: [https://unfccc.int/sites/default/files/resource/Ukraine\\_LEDS\\_en.pdf](https://unfccc.int/sites/default/files/resource/Ukraine_LEDS_en.pdf).
6. Ukraine's Greenhouse Gas Inventory 1990-2017. Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine. 2019. Kyiv. P. 542. Available at: <https://unfccc.int/documents/195605>.
7. Report of the Conference of the Parties the United Nation's Framework Convention on Climate Change on its nineteenth session. (24/CP.19). – Warsaw. – 2013. – P. 54. Available at: <https://unfccc.int/resource/docs/2013/cop19/eng/10a03.pdf>.
8. Report on the individual review of the annual submission of Ukraine submitted in 2019. The Expert Review Team. Bonn. 2020. Available at: [https://unfccc.int/sites/default/files/resource/arr2019\\_UKR.pdf](https://unfccc.int/sites/default/files/resource/arr2019_UKR.pdf).
9. Report on the research work "Preparation of proposals and recommendations on the accounting of greenhouse gas emissions and removals in territories with special status (4 administrative units) by the IPCC sectors" [confidential] (in Ukrainian).
10. Ukraine's Greenhouse Gas Inventory 1990-2016. Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine. 2018. Kyiv. P. 519. Available at: <https://unfccc.int/documents/106947>.

---

---

## ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

---

---

**Агарков Олександр Володимирович (Київ)** – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри теоретичної і прикладної механіки, Державний університет інфраструктури та технологій.

**Агаєв Сергій Вікторович (Рівне)** – кандидат технічних наук, Відкритий міжнародний університет розвитку людини «Україна»; провідний інженер-проектувальник у частині забезпечення безпеки життя і здоров'я людини, захисту навколишнього природного середовища, Рівненський державний гуманітарний університет.

**Безпальченко Віолета Михайлівна (Херсон)** – кандидат хімічних наук, доцент, доцент кафедри хімії, екології та безпеки життєдіяльності, Херсонський національний технічний університет.

**Бистрянцева Анастасія Миколаївна (Херсон)** – кандидат фізико-математичних наук, доцент, доцент кафедри алгебри, геометрії та математичного аналізу, Херсонський державний університет.

**Бондар Олександр Іванович (Київ)** – доктор біологічних наук, професор, Заслужений діяч науки і техніки України, член-кореспондент Національної академії аграрних наук, ректор Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

**Бордюг Наталія Сергіївна (Житомир)** – доктор педагогічних наук, доцент, доцент кафедри екологічної безпеки та економіки природокористування, Житомирський національний агроекологічний університет.

**Борисов Віталій Валерійович (Мелітополь)** – аспірант кафедри екологічної безпеки та раціонального природокористування, Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького.

**Бутенко Елеонора Олегівна (Маріуполь)** – кандидат технічних наук, доцент, завідувач кафедри хімічної технології та інженерії, Приазовський державний технічний університет.

**Гах Тетяна Олександрівна (Полтава)** – аспірант кафедри прикладної екології та природокористування, Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка».

**Гринцова Наталія Борисівна (Суми)** – кандидат біологічних наук, доцент кафедри морфології, Медичний інститут Сумського державного університету.

**Гуменюк Олександр Володимирович (с. Центральне)** – кандидат сільськогосподарських наук, завідувач лабораторії селекції озимої пшениці, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла НААН України.

**Демидов Олександр Анатолійович (с. Центральне)** – доктор сільськогосподарських наук, член-кореспондент НААН, директор, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла НААН України.

**Денисенко Інна Юріївна (Київ)** – кандидат технічних наук, доцент кафедри зеленої економіки, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

**Довбиш Лариса Леонідівна (Житомир)** – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри ґрунтознавства та землеробства, Житомирський національний агроекологічний університет.

**Довганенко Денис Олександрович (Дніпро)** – кандидат географічних наук, доцент кафедри наук про Землю, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара.

**Домбровський Костянтин Олегович (Запоріжжя)** – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри загальної та прикладної екології і зоології, Запорізький національний університет.

**Дядичко Василь Геннадійович (Одеса)** – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, Інститут морської біології НАН України.

**Єрмішев Олег В'ячеславович (Вінниця)** – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри біофізики і фізіології, кандидат біологічних наук, Донецький національний університет імені Василя Стуса.

**Жукаускас Сергій Вікторович (Київ)** – заступник начальника управління з питань оцінки впливу на довкілля та дозвільно ліцензійної діяльності і контролю Мінприроди України, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

**Капустін Олексій Євгенович (Оксфорд, Огайо, США)** – доктор хімічних наук, професор, Navighurst Center Miami University Oxford.

**Касіянчук Дмитро Васильович (Івано-Франківськ)** – кандидат геологічних наук, доцент кафедри геотехногенної безпеки та геоінформатики, Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу.

**Кеуш Ліна Геннадіївна (Дніпро)** – кандидат технічних наук, асистент, старший науковий співробітник, Національна металургійна академія України.

**Княшко Володимир Тимофійович (Київ)** – кандидат технічних наук, доцент, професор кафедри публічного управління для сталого розвитку та екологічного менеджменту, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

**Ковальчук Вікторія Валентинівна (Київ)** – кандидат фізико-математичних наук, доцент, доцент кафедри теоретичної і прикладної механіки, Державний університет інфраструктури та технологій.

**Коверя Андрій Сергійович (Дніпро)** – кандидат технічних наук, доцент, Національний технічний університет «Дніпровська політехніка».

**Копиленко Олександр Любимович (Київ)** – доктор юридичних наук, професор, академік Національної академії наук України та Національної академії правових наук, Заслужений юрист України, директор Інституту законодавства Верховної Ради України.

**Копилова Татьяна Валеріївна (Мелітополь)** – старший викладач кафедри екологічної безпеки та раціонального природокористування, Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького.

**Косарчук Валерій Володимирович (Київ)** – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри теоретичної і прикладної механіки, Державний університет інфраструктури та технологій.

**Кошелєв Василь Олександрович (Мелітополь)** – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри екологічної безпеки та раціонального природокористування, Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького.

**Кошелєв Олександр Іванович (Мелітополь)** – доктор біологічних наук, професор, професор кафедри екологічної безпеки та раціонального природокористування, Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького.

**Кравчук Микола Миколайович (Житомир)** – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри ґрунтознавства та землеробства, Житомирський національний агроекологічний університет.

**Кратюк Олександр Леонідович (Житомир)** – кандидат біологічних наук, доцент, завідувач кафедри експлуатації лісових ресурсів, Житомирський національний агроекологічний університет.

**Лесь Анастасія Володимирівна (Житомир)** – кандидат економічних наук, доцент кафедри екологічної безпеки та економіки природокористування, Житомирський національний агроекологічний університет.

**Ложкін Руслан Сергійович (Херсон)** – аспірант кафедри програмних засобів і технологій, Херсонський національний технічний університет.

**Луньова Оксана Володимирівна (Київ)** – кандидат технічних наук, доцент, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

**Люленко Світлана Олександрівна (Умань)** – кандидат педагогічних наук, доцент кафедри біології та методики її навчання, Уманський державний педагогічний університет імені Павла Тичини.

**Майкун Євген Ігорович (Житомир)** – студент освітнього ступеня «Магістр» спеціальності 101 «Екологія», Житомирський національний агроекологічний університет.

**Малєєв Володимир Олексійович (Херсон)** – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри хімії, екології та безпеки життєдіяльності, Херсонський національний технічний університет.

**Машков Олег Альбертович (Київ)** – доктор технічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України, проректор з наукової діяльності, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

**Мельников Андрій Юрійович (Харків)** – науковий співробітник лабораторії еколого-аналітичних досліджень, Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем».

**Міхєєв Володимир Сергійович (Київ)** – заступник Голови, Державне космічне агентство України.

**Мороз Леся Миколаївна (Умань)** – кандидат біологічних наук, доцент кафедри біології та методики її навчання, Уманський державний педагогічний університет імені Павла Тичини.

**Набокін Михайло Віталійович (Одеса)** – завідувач сектором Гідробіологічних досліджень, Український науковий центр екології моря.

**Непєїна Ганна Володимирівна (Миколаїв)** – завідувач лабораторії кафедри фармації, фармакології, біологічної, біоорганічної та медичної хімії, Медичний інститут Чорноморського національного університету імені Петра Могили.

**Нігородова Світлана Анатоліївна (Київ)** – Національний Координатор Програм грантів ГЕФ, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

**Патрушева Лариса Іванівна (Миколаїв)** – кандидат географічних наук, доцент кафедри екології, Чорноморський національний університет імені Петра Могили.

**Пикало Сергій Володимирович (с. Центральне)** – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник відділу біотехнології, генетики і фізіології, Миронівський інститут пшениці імені В. М. Ремесла НААН України.

**Подзерей Роман Вікторович (Умань)** – викладач кафедри хімії, екології та методики їх навчання, Уманський державний педагогічний університет імені Павла Тичини.

**Рацлав Володимир Вікторович (Слов'янськ)** – кандидат технічних наук, доцент кафедри загальнотехнічних дисциплін, БЖД та автосправи, Слов'янський державний педагогічний університет.

**Ращенко Анастасія Вікторівна (Житомир)** – кандидат економічних наук, доцент кафедри екологічної безпеки та економіки природокористування, Житомирський національний агроекологічний університет.

**Романюк Анатолій Миколайович (Суми)** – доктор медичних наук, професор, завідувач кафедри патологічної анатомії, Медичний інститут Сумського державного університету.

**Сербулова Надія Алимівна (Миколаїв)** – старший викладач кафедри екології, Медичний інститут Чорноморського національного університету імені Петра Могили.

**Сердюк Світлана Миколаївна (Дніпро)** – кандидат біологічних наук, доцент, завідувачка кафедри гідрометеорології і геоєкології, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара.

**Симочко Людмила Юрївна (Ужгород)** – кандидат біологічних наук, доцент кафедри ентомології та збереження біорізноманіття, Ужгородський національний університет.

**Степова Олена Валеріївна (Полтава)** – кандидат технічних наук, доцент кафедри прикладної екології та природокористування, Національний університет «Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка».

**Тимошук Світлана Андріївна (Ужгород)** – асистент кафедри клініко-лабораторної діагностики та фармакології, Ужгородський національний університет.

**Троянська Євгенія Миколаївна (Київ)** – ГО «Бюро комплексного аналізу та прогнозів».

**Тузяк Ярина Мирославівна (Львів)** – кандидат геологічних наук, старший лаборант Лабораторії стратиграфічних досліджень, геологічної карти і космоаерометодів кафедри загальної та історичної геології і палеонтології геологічного факультету, Львівський національний університет імені Івана Франка.

**Фінін Георгій Семенович (Київ)** – доктор фізико-математичних наук, професор, перший проректор Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

**Харитонова Юлія Вадимівна (Одеса)** – провідний інженер, Інститут Морської Біології НАН України, аспірант кафедри гідробіології та загальної екології, Одеський національний університет імені І. І. Мечникова.

**Харченко Михайло Володимирович (с. Центральне)** – кандидат сільськогосподарських наук, науковий співробітник відділу біотехнології, генетики і фізіології, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла НААН України.

**Ходорова Інгрід (Кошице, Словаччина)** – кандидат медичних наук, доцент, завідувача кафедри анатомії, Університет імені Павла Йозефа Шафарика.

**Хоменко Світлана Олегівна (с. Центральне)** – доктор сільськогосподарських наук, завідувач лабораторії селекції ярої пшениці, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла НААН України.

**Чаусов Микола Георгійович (Київ)** – доктор технічних наук, професор, професор кафедри механіки, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

**Шахман Ірина Олександрівна (Херсон)** – кандидат географічних наук, доцент, доцент кафедри екології та сталого розвитку імені професора Ю.В. Пилипенка, Херсонський державний аграрно-економічний університет.

**Шевченко Роман Юрійович (Київ)** – кандидат географічних наук, доцент кафедри екологічного моніторингу, геоінформаційних та аерокосмічних технологій Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

**Шмарін Сергій Левович (Київ)** – кандидат технічних наук, ГО «Бюро комплексного аналізу та прогнозів».

**Юрченко Тетяна Василівна (с. Центральне)** – кандидат сільськогосподарських наук, завідувач відділу біотехнології, генетики і фізіології, Миронівський інститут пшениці імені В.М. Ремесла НААН України.

## **НОТАТКИ**

Наукове видання

---

# ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

---

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2(29). Т. 2

---

- *Біологічна безпека*
- *Екологічна освіта*
- *Екологічний моніторинг*
- *Екологія водних ресурсів*
- *Екологія і будівництво*
- *Загальні проблеми екологічної безпеки*
- *Зміна клімату*

Адреса редакції:

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління  
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, Київ, 03035;  
тел./факс (+38 044) 206-30-34;  
[www.ecoj.dea.kiev.ua](http://www.ecoj.dea.kiev.ua)  
e-mail: [info@ecoj.dea.kiev.ua](mailto:info@ecoj.dea.kiev.ua)

Видавничий дім «Гельветика»

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 6424 від 04.10.2018  
Україна, 03150, м. Київ, вул. Велика Васильківська 74, оф. 7  
Тел. +38 (048) 709 38 69, +38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08  
E-mail: [mailbox@helvetica.com.ua](mailto:mailbox@helvetica.com.ua)

Підписано до друку 20.05.2020. Формат 64x90/8.

Папір офсетний. Гарнітура Times New Roman. Цифровий друк.  
Ум.-друк. арк. 20,46. Тираж 100. Замовлення № 0720/193.  
Ціна договірна. Віддруковано з готового оригінал-макета