

ISSN 2306-9716

МІНІСТЕРСТВО ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА УПРАВЛІННЯ

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

1 / 2015 (7)

КИЇВ – 2015

Екологічні науки: науково-практичний журнал / Головний редактор
О.І. Бондар. – К.: ДЕА, 2015.– №7.– 210 с.

Головний редактор:

Бондар О.І., член-кореспондент НААНУ, д.б.н., проф.

Заступник головного редактора:

Нагорнева Н.А.

Науковий редактор:

Машков О.А., д.т.н., проф.

Відповідальний редактор:

Сікачина В.Г.

Відповідальний секретар:

Трофименко Ю.І.

Захматов В.Д., д.т.н.; Зубова Л.Г., д.т.н.

Льїн В.М., д.б.н.; Льїн О.Ю., д.т.н.

Козелков С.В., д.т.н. Коростіль Ю.С. (Польща), д.т.н.

Костишин С.С., д.б.н.; Кравченко Ю.В., д.т.н.

Крайнов І.П., д.т.н.; Кутлахмедов Ю.О., д.б.н.;

Лапшин Ю.С., д.т.н.; Левченко О.М., д.е.н.

Мальований М.С., д.т.н.;

Машков В.А. (Чехія), д.т.н.;

Машков О.А., д.т.н.; Мокін В.Б., д.т.н.

Моргун В.А., д.і.н.; Неділько С.М., д.т.н.

Пашков Д.П., д.т.н.; Пекло А.М., к.б.н.;

Петришвили Г., д.т.н. (Польща)

Петрук В.Г., д.т.н.;

Рудько Г.І., д.т.н., д.г.-м.н., д.г.н.;

Саталкін Ю.М., к.т.н.; Соколов Ю.М., д.т.н.;

Тимошенко М.М., к.т.н.; Третяк А.М., д.е.н.;

Трофимчук О.М., д.т.н.; Тупкало В.М., д.т.н.

Христо Атанасов Крагунов (Болгарія),

PhD, професор

Чумаченько С.М., д.т.н.; Шматков Г.Г., д.б.н.

Prof.Dr. Clemens Malthier (Німеччина)

Prof.Dr. rer. Nat. Rolf Michel (Німеччина)

Редакційна колегія:

Аверін Г.В., д.т.н.; Азаров С.І., д.т.н.;

Азасков В.М., д.т.н.; Байрак О.М., д.б.н.;

Барабаш О.В., д.т.н.; Барановська В.С., к.е.н.;

Белецкий В.М., д.т.н. (Польща)

Білявський Г.О., д.г.-м.н.;

Богдасаров М.А., д.г.-м.н. (Республіка Білорусь)

Бондаренко О.А., д.б.н.; Вашенко В.М., д.ф.-м.н.;

Галушкіна Т.П., д.е.н.; Гавриленко В.В., д.т.н.

Глушков О.В., д.ф.-м.н.; Дутов О.І., д.с.-г.н.

Науково-практичний журнал «Екологічні науки» входить до переліку наукових фахових видань із двох галузей наук: Біологічні науки (Наказ Міністерства України №153 від 14.02.2014), Технічні науки (Наказ Міністерства України №642 від 16.05.2014).

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

© Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, 2015

ЗМІСТ

ТЕОРЕТИЧНА ЕКОЛОГІЯ 5

Рудько Г.І. Біогеологія. Біосфера від архею до техногену 5

Стрижак О.Є. Трансдисциплінарність екологічних досліджень 25

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА 38

Бондар О.І., Лозовіцький П.С., Машков О.А., Лозовіцький А.П.
Екологічний стан накопичених осадів стічних вод м. Києва 38

Лозовіцький П.С. Оцінювання якості води річки Карасулак 54

Проскурнин О.А. Минимизация общих затрат на очистку сточных вод при нормировании водоотведения 65

Новохацька Н.А., Крета Д.Л. Моделювання та прогнозування впливу сміттєзвалищ на підземні води 71

ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ 80

Сакаль О.В. Еколого-економічні аспекти оптимізації використання земельних ділянок лісового фонду 80

ЕКОЛОГІЧНІ ПИТАННЯ В КОНТЕКСТІ ЄВРОІНТЕГРАЦІЇ УКРАЇНИ 86

Бондар О.І., Виговська Г.П. Українське законодавство про відходи в світлі євроінтеграційних процесів 86

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГО ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ 100

Лапшин Ю.С. Об эффективности леерных ветроэнергетических технологий 100

Стащук А.І. Новий етап розвитку освіти для сталого розвитку у світі та Україні 109

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ 116

Єгоров С.О. Національна мережа трансферу технологій: методологія та управління 116

Mashkov V.A., Mashkov O.A. Diagnosis of sensor networks applied for environment monitoring.....	120
Сібілева О.В. Технології оброблення відходів, що утворюються у процесі медичного обслуговування, та пов'язаних з цим дослідних робіт.....	131
Радчук І.В. Реалізація геоінформаційних технологій підтримки прийняття рішень для управління водокористуванням та екологічною безпекою озерних екосистем.....	141
Трофимчук О.М., Радчук В.В., Охарєв В.О., Шумейко В.О. Космічний моніторинг та гіс-технології для моніторингу та прогнозування надзвичайних ситуацій на об'єктах атомної енергетики	146
РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ	152
Третяк А.М., Юрченко А.Д. Вдосконалення організаційно-правового механізму управління природно-заповідним фондом місцевого значення.....	152
ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО	157
Иващенко Т.Г. Основные параметры установки для термообработки твердой взвеси фосфогипса в потоке теплоносителя для его экологически безопасной переработки.....	157
Рудько Г.І., Петришин В.Ю. Проблеми стабілізації екологічної ситуації в Калуському гірничопромисловому районі	163
Бондар О.І., Дутов О.І. Концептуальні підходи до напрямів можливого використання у агровиробництві відчужених радіоактивно забруднених земель	187
СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО	195
Покшевніцька Т.В. Облік програмних складових екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій в системі комерціалізації технологій.....	195
Дятчик Д.І. Міжнародний досвід створення центрів трансферу екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій	201
ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ	206

ТЕОРЕТИЧНА ЕКОЛОГІЯ

УДК 504.064.4:550.7:574.5

БІОГЕОЛОГІЯ. БІОСФЕРА ВІД АРХЕЮ ДО ТЕХНОГЕНУ

Рудько Г.І.

Державна комісія України по запасах корисних копалин,
вул. Кутузова 18/7, 01133, м. Київ,
office@dkz.gov.ua

Розглянуто біогеологічну історію Землі як процес безперервної трансформації і постійної адаптації від первинних форм життя до її сучасного стану. Розвиток життя на Землі відбувався за умови змін геологічних процесів, хімічного складу атмосфери і водного середовища в періоди між глобальними катастрофами. За більш ніж 3,8 млрд років сформувалася антропогенна система «людина – геологічне і суміжне середовище», яка трансформувала біосферу згідно потреб людини. Доведено невідповідність потреб людства і ресурсів біосфери. Визначено основні сценарії розвитку людини і біосфери внаслідок техногену. Досліджено сценарії ходу техногену і роль людини в умовах інтенсивної трансформації біосфери за рахунок техногенної діяльності. *Ключові слова:* біосфера, біота, геодинаміка, геологічне середовище, екологічна безпека, екологічна катастрофа, стратиграфічний підрозділ.

Biogeology. Biosphere from the archaic to technogene. Рудько Г.И. Рассмотрена биogeологическая история Земли как процесс непрерывной трансформации и постоянной адаптации от первичных форм жизни к ее современному состоянию. Развитие жизни на Земле происходило при условии изменений геологических процессов, химического состава атмосферы и водной среды в периоды между глобальными катастрофами. За более чем 3,8 млрд лет сформировалась антропогенная система «человек – геологическая и смежная среда», которая трансформировала биосферу согласно потребностям человека. Показано несоответствие потребностей человечества и ресурсов биосферы. Определены основные сценарии развития человека и биосферы вследствие техногена. Исследованы сценарии хода техногена и роль человека в условиях интенсивной трансформации биосферы за счет техногенной деятельности. *Ключевые слова:* биосфера, биота, геодинамика, геологическая среда, экологическая безопасность, экологическая катастрофа, стратиграфический подраздел.

Biogeology. Biosphere from the archaic to technogene. Rudko G. Biogeological history of the Earth was considered as a process of continuous transformation and permanent adaptation from original forms of life to its current state. The development of life on Earth arose under the conditions of changes in geological processes, chemical composition of the atmosphere and the aquatic environment during the periods between global catastrophes. As a result, more than 3.8 billion years were needed to form anthropogenic system “man – geological and adjacent environment”, which transformed the biosphere according to human needs, creating a precedent of inconsistency between human needs and biosphere resources. The main scenarios of human and biosphere development were determined in the result of technogene. Scenarios of technogene progress and human role under conditions of intense transformation of the biosphere due to anthro-

pogenic activities were investigated as well. *Keywords:* biosphere, biota, geodynamics, geological environment, environmental safety, environmental disaster, stratigraphic unit.

На сьогодні людство опинилося в ситуації, коли протиріччя між його потребами та наявними ресурсами біосфери досягли критичної межі. Результати останніх досліджень довели необхідність нових підходів до виходу з цього стану. Автором розглянуто сучасну теорію зародження й розвитку життя на Землі, формування атмосфери і водного балансу планети.

Виклад основного матеріалу

Найдавніші з відомих мінералів мають вік 4,2 млрд років, а вік найдавніших порід, в яких знайдено вуглець органічного походження, близько 3,8 млрд років. Перші вірогідні сліди життя з'явилися на Землі одночасно з першими вірогідними слідами води [1].

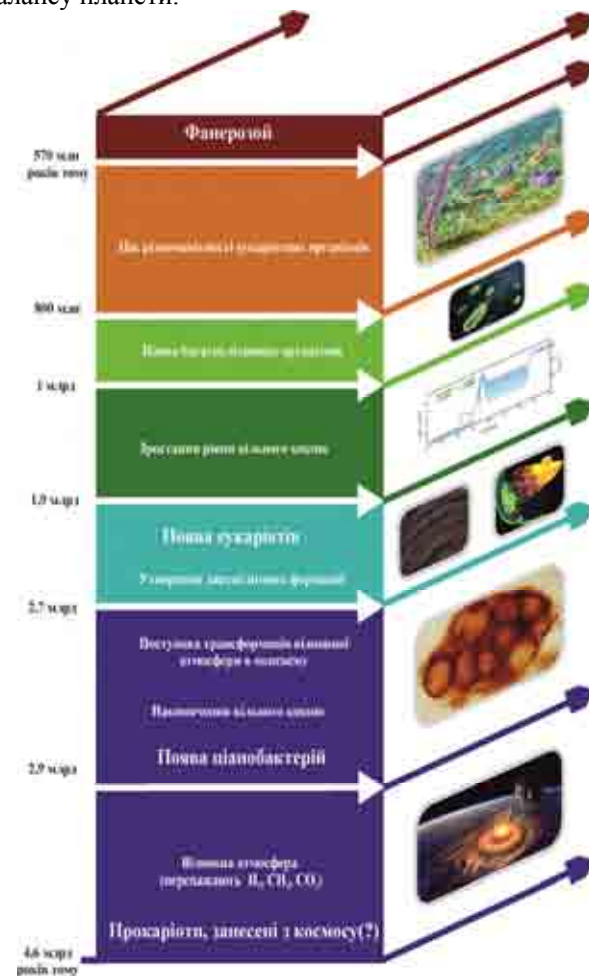


Рис. 1. Основні етапи формування та розвитку біосфери докембрію

Донедавна вважали, що виникненню життя на Землі передувала дуже тривала (мільярди років) хімічна еволюція, що включала спонтанний синтез і полімеризацію органічних молекул, сполучення їх у складні системи – попередники клітин, поступове становлення обміну речовин тощо. Основною гіпотезою походження життя на Землі була гіпотеза абіогенезу: перші біологічні системи утворилися з неорганічної матерії, з'явилися перші клітини (прокаріоти) і лише після їх появи почався інтенсивний процес біологічної еволюції. Можливість перебігу абіогенного синтезу органічних мономерів в умовах, що моделюють атмосферу древньої Землі, доведена ще в 1950-х роках у багатьох лабораторіях світу, починаючи з дослідів С. Міллера і Г. Юри. Однак шлях від простих органічних молекул до найпростіших живих клітин, здатних до розмноження і з апаратом спадковості, вважали дуже довгим.

Із розвитком нових методів дослідження органічних решток, що містяться в архейських і протерозойських породах, а також решток мікроскопічних клітинних структур, ця думка кардинально змінилася. Одним із найдивовижніших палеонтологічних відкриттів

останніх десятиліть є реєстрація слідів життя навіть у найдревніших породах земної кори. Отже, поява протожиття на Землі була майже миттєвою подією, еволюція від органічних сполук до живих клітин відбулася в дуже стислі терміни, на самому початку історії Землі (рис. 1). Нині висунуто припущення, що життя на Землі існує стільки ж часу, скільки й сама наша планета.

На сьогодні теорія панспермії є однією з найбільш обговорюваних теорій походження життя на Землі. Згідно з нею розсіяні в космосі зародки життя (наприклад, спори мікроорганізмів) переносяться з одного небесного тіла на інше метеоритами або під дією тиску світла, тобто первинна жива матерія має космічне походження. Про це свідчать виявлені в метеоритах органічні сполуки фосилізованих примітивних організмів. Російські дослідники знайшли у вуглистих хондритах (метеоритах) фосилізовані ціанобактерії і, можливо, недосконалі гриби, американські фахівці – сліди бактерій в уламках порід із Марса, а група вчених з Університету Кардіффу нещодавно ідентифікувала в уламках метеорита, що впав наприкінці 2012 р. на територію Шрі-Ланки, фосилізовані рештки діатомових водоростей [2, 3] (рис. 2).

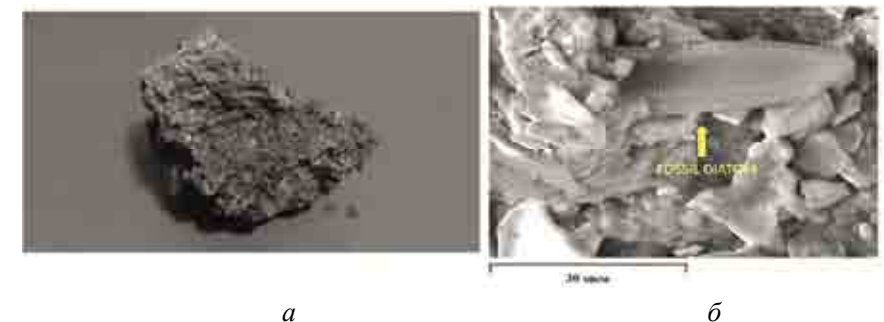
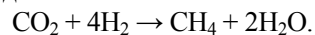


Рис. 2. Уламок метеорита, знайденого на о. Шрі-Ланка (а), та виявлені під мікроскопом сліди древніх діатомових водоростей (б) [3]

Теорії виникнення життя на Землі не роз'яснювали питання щодо виникнення клітини. Досі немає практично жодної гіпотези, яка б правдоподібно описувала походження прокаріотів. В останні десятиліття розроблено спеціальні методи обробки осадових гірських порід, що дають змогу виділяти клітинні оболонки, які містяться в них, а в деяких випадках навіть отримувати непряму інформацію про внутрішню будову цих клітин. У докембрійських породах виявлено безліч одноклітинних організмів. Найдавніші з них знайдені в місцезнаходженнях Варравуна (Австралія) та Онфервахт (Південна Африка), їх вік відповідно 3,5 і 3,4 млрд років. Це кілька видів ціанобактерій (синьозелених водоростей), які практично не відрізняються від сучасних. Отже, в ранньому докембрії існував особливий світ, що формувалася прокаріотними організмами – бактеріями і ціанобактеріями.

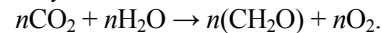
Найдавніші прокаріоти швидше за все були хемоавтотрофами. Вони прилаштовувались до будь-якої хімічної реакції, яка відбувалася з виділенням енергії і без їх участі, сама по собі, тільки повільно. За допомогою відповідного ферменту вони починали каталізувати цю реакцію, багаторазово пришвидшуючи її. Наприклад, найдавніші прокаріоти за механізмом *аноксигенного фотосинтезу* відновлювали вуглекислий газ до метану воднем:



Внаслідок такої діяльності в біосфері почали утворюватися надлишки метану і сульфатів. З'явилися симбіотичні мікробні угруповання, здатні окиснювати метан за допомо-

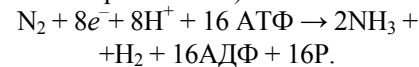
гою сульфатів, знову утворювалися вуглекислий газ і сірководень, які зазнавали подальших змін. Незамкнені біогеохімічні цикли почали замикатися, біосфера набувала стійкості і здатності до саморегуляції [4].

Пізніше (близько 2,9 млрд років тому) з'явилися ціанобактерії сучасного вигляду, які містили хлорофіл і були здатними до *оксигенного фотосинтезу*:



Як джерело електронів вони використовували воду.

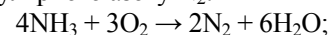
Крім цього, ціанобактерії (як і багато інших прокаріотів) здатні фіксувати атмосферний азот (при цьому розривається дуже міцний зв'язок між двома атомами азоту в його молекулі й утворюються сполуки азоту, доступні для використання іншими живими організмами):



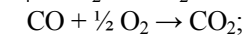
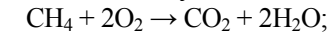
Після появи ціанобактерій прокаріоти на нашій планеті панували 1,5–2 млрд років. Мікроорганізми ставали дедалі численнішими і різноманітнішими.

Древні ціанобактерії перетворили ранню відновлювальну атмосферу на кисневу, зв'язавши велику кількість CO_2 в карбонати у вигляді шаруватих вапнякових відкладень – строматолітів із виділенням O_2 як продукту фотосинтезу, який поступово насичував атмосферу.

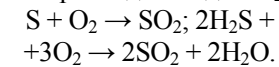
У відновному середовищі кисень, що виділявся ціанобактеріями, спочатку витрачався на окиснення різноманітних сполук і не накопичувався у вільному стані в атмосфері. При цьому аміак NH_3 окиснювався до молекулярного азоту N_2 :



метан та оксид вуглецю – до CO_2 :



сірка і сірководень – до SO_2 :



Приблизно 2 млрд років тому вміст кисню досяг 1 % сучасного, що вважається початком атмосфери нового, аеробного типу. Саме ці події уможливили розвиток еволюції у відомому нам напрямі.

Ця теорія є процесом формування сучасного життя. Так почалась глобальна перебудова біосфери, яка означувалася процесом розвитку кисневої атмосфери.

Чи можливий такий механізм на інших планетах “земного” типу? Безсумнівно.

Для анаеробних організмів збільшення концентрації кисню було катастрофою, оскільки кисень дуже агресивний елемент, він швидко окиснює і руйнує органічні сполуки. Якщо в анаеробній біосфері у товщі строматолітів залишалися аеробні кишені, звідки накопичений у результаті фотосинтезу кисень просочувався в атмосферу, то тепер, коли біосфера перетворилася на кисневу, анаеробні мікроорганізми знайшли притулок у нечисленних безкисневих кишнях. У новій аеробній атмосфері могли вижити тільки ті прокаріоти, які раніше в товщі строматолітів пристосувалися до високої концентрації кисню.

Хемосфера боролася із цим отруєнням окисненням двовалентного заліза, яке безперервно надходило в океан із магматичними виливами, до тривалентного, яке майже не розчинялось у воді й тому випадало в осад разом із карбонатами у формі кременисто-залізистих сезоннострічкових

(океан був холодним) мулів. Після метаморфізму з цих мулів утворилася характерна для фотогену порода – джеспіліти. Відклади джеспілітів (залізистих кварцитів) є на території України у Криворізькому залізорудному басейні.

Згодом сформувався озоновий шар, який екранував поверхню Землі від потрапляння на неї смертельного ультрафіолету й уможливив розвиток більш високоорганізованої форми життя – еукаріотів. Першим наслідком передрифейської екологічної кризи була масова загибель прокаріотів у морях, рештки яких представлені в надрах протерозойськими нафтою, газом, графітом. Цей процес характеризує перспективність докембрію щодо родющості вуглеводневої сировини.

Крім бентосних прокаріотних екосистем, представлених строматолітовими матами, весь цей час існували і планктонні, що складались зі сферичних одноклітинних водоростей – акритарх і кулястих колоній. Вважають, що саме в таких екосистемах у середині протерозою (близько 1,9–2 млрд років тому) з'явилися перші еукаріоти.

Пік різноманітності еукаріотних організмів у докембрії припав на інтервал 900–800 млн років тому. На тлі зростаючого розмаїття мікроорганізмів збільшувались і їх розміри [5]. З'явившись майже 2 млрд років тому, вони протягом майже мільярда років не відігравали помітної ролі в екосистемах, а все розмаїття цих організмів обмежувалось фітопланктонними формами – акритархами.

Близько 1 млрд років тому, наприкінці протерозойської ери, в еволюції еукаріотів стався “великий

вибух”: склалися умови, сприятливі для появи більших і різноманітніших організмів. З’явилися багатоклітинні, здатні до статевого розмноження (в Китаї знайдено викопні зародки віком 600 млн років). Раніше вважали, що саме розвиток функції статевого розмноження з обміном генетичного матеріалу спричинив таке розмаїття. Однак нині це припущення спростоване, оскільки бактерії теж обмінюються генетичним матеріалом. Можливо, причиною була здатність багатоклітинних до зростання, хоча деякі їх клітини вже виконували певні функції.

Еукаріоти створили важливу передумову для зародження в рифей (пізньому протерозой) багатоклітинних рослин і тварин. Отже, надзвичайно тривала ера панування бактерій і синьозелених водоростей, які досягли у водах стародавніх океанів значного розмаїття форм і кольорів протягом пізнього рифею (1000–570 млн років тому), завершилась появою багатоклітинних водяних еукаріотів.

З появою клітинного ядра еукаріоти отримали здатність розвивати складні механізми модифікаційної мінливості. Саме це дало одноклітинним еукаріотам можливість розвинути, по-перше, складні життєві цикли і статеве розмноження, по-друге – багатоклітинність [6].

У венді сталася ще одна радикальна перебудова життя на Землі: швидке підвищення парціального тиску кисню спричинило вибух виникнення нових форм життя на Землі. Відмінною ознакою всієї вендської біоти є відсутність скелета. У тих організмів не міг сформуватись потужний мінеральний скелет з двох причин: низька ефективність ферментів,

відповідальних за біомінералізацію, через низькі температури; висока розчинність карбонату (в холодних водах він складніше концентрується і зберігається).

Тварини досягали великих розмірів, деякі – до 1 м, але мали желеподібні чи драглеподібні тіла, що залишили відбитки на м'яких ґрунтах. Добра і масова збереженість таких відбитків побічно свідчить про відсутність труподів і великих хижаків у вендських біоценозах.

На самому початку кембрійського періоду – близько 542 млн років тому – у великої групи тварин майже одночасно з'явився твердий мінералізований скелет (рис. 3). Оскільки у викопному стані зазвичай зберігаються саме такі скелети, а м'які частини безслідно зникають, ця подія в палеонтологічному літописі виглядає як раптова поява багатьох груп тварин, названа вченими кембрійським вибухом (рис. 4).



Рис. 3. Стародавній кораловий риф, утворений рештками перших організмів з мінеральним скелетом (Намібія, Південна Африка) [7]

У вендських тварин не було великих мінералізованих скелетних утворень, а тільки щільні органічні конг-

ломерати з подібними функціями, в тому числі спинні щитки, раковини, зубоподібні вирости, спікули і склери-ти. Відсутність активної біомінералізації (особливо

відкладання карбонату) визначалась умовами холодних вод, у яких відкладання карбонатів ускладнене (потребує великих затрат енергії).

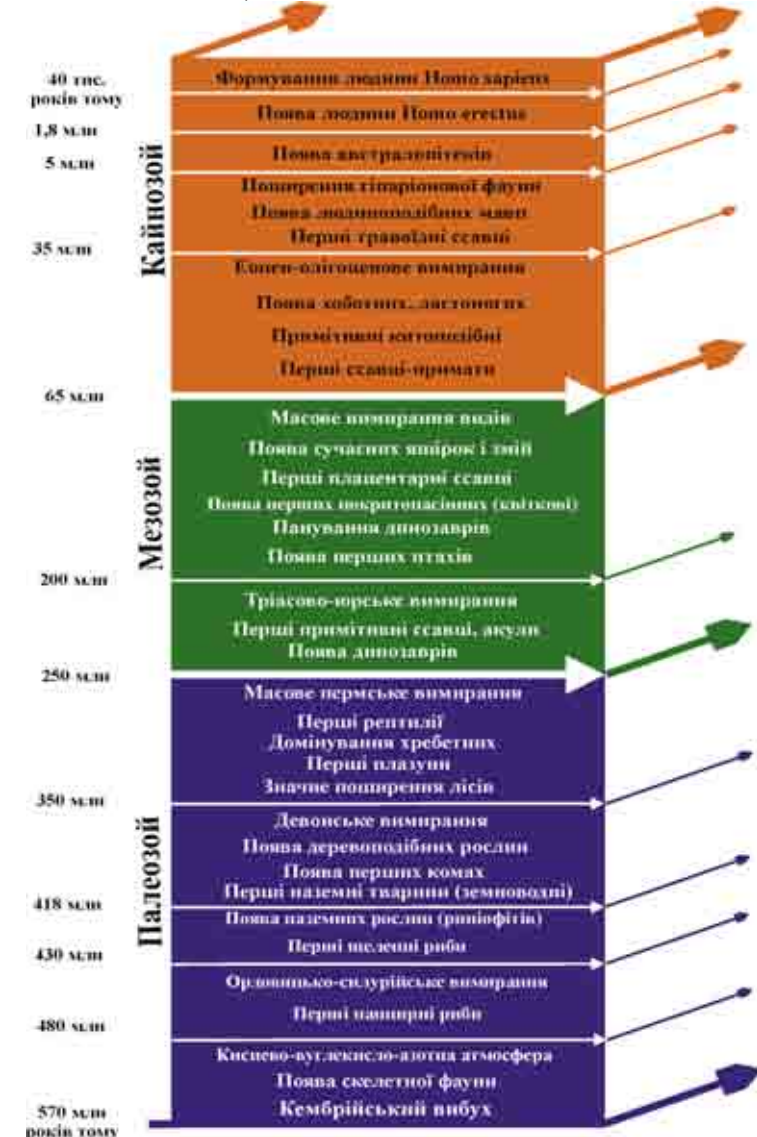


Рис. 4. Основні етапи формування та розвитку біосфери фанерозою

Збільшення вмісту вуглекислого газу призвело до зниження рН

морської води. В результаті утворення мінералізованих скелетів у планктон-

них організмів ускладнилось. Високою концентрацією вуглекислого газу в атмосфері можна пояснити відсутність кальцифікованих викопних скелетів у протерозої. Низька температура під час неопротерозойських зледенінь також пригнічувала біомінералізацію.

У найдавніших організмів у ході еволюції формувалася силіцієвий скелет (діатомеї, радіолярії). Поступово силіцій витіснявся активнішим елементом – кальцієм. В організмів з'явився силіцієво-кальцієвий скелет, а в найбільш розвинених в еволюційному плані – кальцієвий.

Згодом з'ясувалось, що предки багатьох кембрійських груп тварин жили й раніше, але оскільки вони були м'якотілими їх решток практично не залишилось у докембрійських породах. Тому загадка кембрійського вибуху швидше лежить у площині виявлення причин одночасної появи мінерального скелета в багатьох типів тварин. Це пов'язують зі зміною умов середовища, зокрема з різким зменшенням кислотності води, в результаті чого карбонат кальцію (CaCO_3) як найпоширеніший скелетоутворювальний матеріал став менш розчинним у морській воді і легше випадав у осад.

Для еволюції поверхневої оболонки Землі дуже важлива взаємодія вуглекислого газу з виверженими гірськими породами. При цьому силікати розкладались з вимиванням з них лужних (Na) і лужноземельних (Ca) металів. У першому випадку у воді надходив NaHCO_3 , у другому – $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$.

В геологічному масштабі часу вуглекислотне вилуження вважають визначальним для вилучення вуглекис-

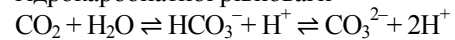
лого газу з атмосфери [8]. В оборотній реакції



половина вуглекислого газу поверталась у цикл, а решта виводилась з нього з утворенням карбонатів.

Протягом архею–протерозою хімічне вивітрювання сприяло формуванню потужних карбонатних платформ у зоні контакту континентів та океану як одних із головних осадових порід. У цьому процесі брали участь ціанобактерійні групи, що сформували товщі строматолітів. У фанерозої їх змінили еукаріоти з карбонатним скелетом, які утворили рифи.

З реакції карбонат-гідрокарбонатної рівноваги



впливає, що рН середовища залежить від доступного Ca^{2+} : доки він не витрачений, надлишковий вуглекислий газ надходить у карбонати і рН не підвищується. Водночас, доки є CaCO_3 , рН не знижується, оскільки карбонати розчиняються. Склад розчину залежав від співвідношення Ca і Na у вивержених породах. Особливо посилювалось вилуження підземними водами подрібнених вулканічних продуктів, що нерідко поєднувалось з підвищеною температурою в зонах рифтогенезу.

Разом з тим за звичайних умов вуглекислотне вилуження є досить повільним процесом, який пришвидшується під впливом біоти у 10–100 разів. Отже, в нейтральному середовищі розвиток живих організмів пов'язаний з наявністю в ньому кальцію.

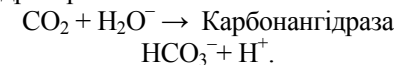
Одночасну масову появу скелетів (карбонатних, фосфатних та силіцієвих) у багатоклітинних тварин на початку кембрію можна пояснити

або потеплінням, або колонізацією тваринами низьких широт.

Іншим чинником могло бути збільшення біорізноманіття та пов'язане з ним подовження трофічних ланцюгів. Концентрація іонів (особливо кальцію, магнію, фосфору і силіцію) зростала експоненціально по трофічному ланцюгу. Виникла потреба їх виведення або детоксикації. У частини безхребетних з'явилася можливість будувати мінеральний скелет внаслідок детоксикації в умовах тепловодних місць існування, де розчинність низки біомінералів нижча, а ефективність відповідальних за мінералізацію ферментів вища, ніж у холодних водах. Можливо, тварини не могли колонізувати тепловодні місця доти, доки достатньою мірою не підвищився рівень кисню. В теплій воді кисню розчиняється менше. Відомо, що еукаріоти гірше переносять перегрів, ніж прокаріоти і найпростіші, що може бути пов'язано з їх підвищеною потребою в кисні.

Проте для утворення карбонатних скелетів тваринам недостатньо було одних лише сприятливих умов середовища. Потрібні були спеціальні гени і ферменти, за допомогою яких тварини могли б контролювати утворення і зростання кристалів карбонату кальцію в потрібних місцях і в потрібній кількості.

Найважливішу роль в утворенні карбонатних скелетів у тварин відіграє фермент карбоангідраза [9], яка приблизно в мільйон разів пришвидшує реакцію перетворення розчиненого у воді вуглекислого газу на гідрокарбонат:



Карбоангідраза значно поширена в живому світі, у тому числі й у прокаріотів. Крім біомінералізації вона бере участь у виконанні безлічі інших функцій (регуляція рН, транспорт іонів, виведення CO_2 з тканин та ін.).

У результаті утворення у тварин скелетів у кембрії виникли нові способи існування в межах морського мілководдя. Губки отримали можливість фільтрувати бактерії, трилобіти – закопуватися в донні відклади, молюски – повзати по поверхні морського дна. Брахіоподи, моховатки і голкошкірі змогли підійматися вертикально з води, триматись над її поверхнею й ефективніше фільтрувати воду з мікроорганізмами для отримання їжі. Без твердих частин тіла подібний спосіб життя був би неможливий або принаймні менш продуктивний. На думку американського вченого Д.Е. Хатчінсона, поява в живих організмів на початку фанерозою скелетів, здатних до фосилізації, відображає в основному виникнення хижацтва. До тих пір біосфера загалом була мирним царством, в якому захисні панцири були непотрібні.

У кембрійський період на Землі існували величезні ділянки, зайняті континентальним шельфом або материковими мілинами. Тут створилися ідеальні умови для життя: дно, вкрите шаром м'якого мулу, і тепла вода. До того часу в атмосфері містилося багато кисню, хоча його було менше, ніж сьогодні.

Протягом фанерозою відбувались значні перебудови (біотичні події), що зафіксовано змінами розмаїття організмів. Масово з'являлись нові групи організмів високого таксономічного рангу та вимирали старі.

Тривалий час глобальні катастрофи, які могли впливати на еволюцію земного життя, мало цікавили вчених. Геологам і палеонтологам важливіше було зрозуміти поступальну і безперервну зміну видів. Лише нещодавно, в середині минулого століття, коли встановили, що масові вимирання за часом збігаються з катастрофічними подіями, такими як спалахи вулканізму і падіння метеоритів, їх почали вивчати цілеспрямовано.

Вперше про катастрофи, які відбувалися на Землі в минулому, заговорив на початку XIX ст. французький натураліст Жорж Кюв'є. Учений звернув увагу на те, що в землі горизонти, багаті на рештки доісторичних тварин, чергуються з горизонтами, бідними на ці знахідки. При цьому Ж. Кюв'є виявив, що в кожному новому багатому на кістки шарі рештки належали тваринам інших різновидів, а не тим, що були знайдені в попередньому і наступному шарах, тобто не тим, які мешкали на Землі раніше чи пізніше, звисно, в геологічному масштабі часу.

Киснева катастрофа – одна з найважливіших подій в історії Землі, саме внаслідок неї в атмосфері нашої планети з'явився кисень, без якого ми не можемо жити. Ця важлива екологічна подія сталась приблизно 2,5 млрд років тому.

Формування кисневої атмосфери є визначальною подією, яка пояснює механізм трансформації біосфери від прокариотів, які дихали азотом, метаном тощо, а виділяли кисень, до вищих, більш організованих форм життя, які використовують кисень для життєзабезпечення.

Хід подальшого розвитку життя значною мірою залежав від геологічних процесів, які коригували

напрямок розвитку біоти. Не слід відкидати й поступального руху з удосконалення умов самоорганізації живої матерії.

Отже епоха прокариотів, яка обумовила формування кисневої атмосфери, привела їх до загибелі, створивши якісно нову платформу для життя – розвитку еукаріотів, енергетика життя яких базувалась на процесі дихання.

Кембрійський вибух – раптова (в геологічному сенсі) поява в ранньокембрійських (близько 540 млн років тому) відкладах скам'янілостей представників багатьох підрозділів тваринного царства на тлі відсутності їх скам'янілостей або скам'янілостей їхніх предків у докембрійських відкладах.

Ордовик-силурійське вимирання – масове вимирання на межі ордовіцького і силурійського періодів – близько 450–440 млн років тому: третє за кількістю вимерлих родів із п'яти найбільших вимирань в історії Землі і друге – за втратами кількості живих організмів.

Нині ордовик-силурійське вимирання інтенсивно вивчають. Хронологія відповідає початку й закінченню найтяжчих льодовикових періодів фанерозою, які ознаменувалися наприкінці тривалим похолоданням у верхньому ордовіку. Це згубно позначилось на фауні кінця ордовіку, для якого був характерний типово парниковий клімат. Цьому передувало зменшення вмісту в атмосфері вуглекислого газу, яке вибірково торкнулося організмів, які жили в мілководних морях. Льодовики утримували воду, в міжльодовиковий період – вивільняли її. З цієї причини рівень Світового океану істотно коливався кілька разів.

Рівень великих мілководних внутрішньоконтинентальних морів ордовіку підіймався, руйнувались біологічні ніші, потім він знову повертався в колишній стан, при цьому зменшувались популяції, часто зникали цілі родини організмів. Загинуло більш як 60 % морських безхребетних, включаючи дві третини всіх родин брахіопод і моховаток. Дані про зледеніння знайдено у відкладах у пустелі Сахара.

Нині багато вчених дотримується теорії, що причиною початку вимирання був спалах гамма-випромінювання від наднової, що знаходиться в 6 тис. світлових років від Землі (в ближньому відносно Землі рукаві галактики Чумацького Шляху). Десятисекундний спалах призвів до стоншення озонового шару атмосфери Землі приблизно вдвічі, піддавши організми, які жили на поверхні, у тому числі й відповідальні за планетарний фотосинтез, сильному ультрафіолетовому опроміненню. Однак однозначних доказів того, що подібні гамма-спалахи відбувалися, не знайдено.

Девонське вимирання – масове вимирання видів наприкінці девону, одне з найбільших в історії Землі вимирань флори і фауни. Перший (і найсильніший) пік вимирання приурочений до початку фаменського ярусу – останнього ярусу девонського періоду, близько 374 млн років тому, коли несподівано зникли майже всі безщелепні. Другий імпульс завершив девонський період (близько 359 млн років тому). Всього вимерло 19 % родів і 50 % родів. Причини цього поки що не з'ясовані. Основна теорія припускає, що головною причиною вимирання в океанах стали зміни рівня

океану і зниження рівня кисню в океанічних водах. Ймовірно активатором цих подій було глобальне похолодання або обширний океанічний вулканізм, хоча падіння позаземного тіла, такого як комета, теж цілком можливе. Деякі статистичні дослідження морської фауни того часу наводять на думку, що зменшення різноманітності живого світу було пов'язане швидше зі спадом темпу видоутворення, ніж зі зростанням швидкості вимирання.

Масове пермське вимирання, або перм-тріасове (P-Tr) вимирання (неформально відоме як “велике вимирання” або “найбільше масове вимирання всіх часів”) – одне з п'яти масових вимирань стало межею, що розділяє пермський і тріасовий періоди, тобто палеозой і мезозой, приблизно 251,4 млн років тому. Це одна з найбільших катастроф біосфери в історії Землі, яка призвела до вимирання 96 % усіх морських видів і 70 % наземних видів хребетних. Катастрофа стала єдиним відомим масовим вимиранням комах, коли вимерло близько 57 % родів і 83 % видів усього їх класу. Через втрати такої кількості та розмаїття біологічних видів відновлення біосфери тривало набагато довше, ніж після інших катастроф, які призводили до вимирання. Моделі, за якими воно відбувалося, обговорюються.

На сьогодні у фахівців немає одностайної думки про причини вимирання. Розглядають декілька можливих причин, таких як поступові зміни навколишнього середовища (аноксія – зміна хімічного складу морської води й атмосфери, зокрема дефіцит кисню; підвищення сухості клімату; зміна океанічних течій і (або)

рівня моря під впливом змін клімату) та катастрофічні події (падіння одного чи кількох метеоритів, зіткнення Землі з астероїдом діаметром у кілька десятків кілометрів; посилення вулканічної діяльності; раптовий викид метану з дна моря).

Найпоширенішою є гіпотеза, згідно з якою причиною катастрофи став вилив трапів (спочатку порівняно невеликих емейшанських близько 260 млн років тому, потім колосальних сибірських трапів – 251 млн років тому). З цим могли бути пов'язані вулканічна зима, парниковий ефект через викид вулканічних газів та інші кліматичні зміни, що вплинули на біосферу.

Тріас-юрське вимирання, що є межею між тріасовим і юрським періодами (200 млн років тому) – одне з найбільших вимирань мезозойської ери, що глибоко торкнулося життя на Землі. Цілий клас конодонтів, які становили 20 % усіх морських родин, усі значно поширені нединозавроподібні архозаври, багато видів земноводних зникли повністю. Щонайменше половина відомих нині видів, що жили на Землі в той час, вимерли. Через цю подію вивільнилися екологічні ніші і з юрського періоду почали домінувати динозаври. Тріасове вимирання відбулося менш ніж за 10 000 років безпосередньо перед тим, як Пангея почала розпадатися на частини. Запропоновано кілька пояснень цієї події, але всі вони не повною мірою відповідають таким вимогам:

- поступова зміна клімату або флуктуації рівня океану протягом пізнього тріасового періоду, однак це не пояснює раптовість вимирання істот в океані;

- падіння астероїда, проте немає датованого ударного кратера, утворення якого збігалось б з тріасово-юрською межею;

- масові виверження вулканів, особливо вилив базальтових лав у Центральноатлантичній магматичній області, які вивільнили в атмосферу вуглекислий газ чи діоксид сірки, які, в свою чергу, стали причиною сильного глобального потепління (від першого газу) або похолодання (від другого газу);

- гіпотеза про метангидратну рушницю: потепління через вулканізм і накопичення вуглекислого газу в атмосфері призвело до вивільнення метану з донних клатратів; виділення метану – сильнішого парникового газу ніж CO₂ – пришвидшило потепління ще більшою мірою, що, у свою чергу, інтенсифікувало процес вивільнення метану з дна океанів і спричинило швидку зміну глобальної температури.

Крейда-палеогенове вимирання (близько 65 млн років тому) охарактеризувалось новим масовим вимиранням видів: зникло близько 40 % усіх існуючих на той час родин тварин. Зникли птерозаври, амоніти, мозазаври, але головними жертвами цієї катастрофи були, звісно ж, динозаври. Причина такого вимирання до сьогодні залишається нез'ясованою.

Стосовно цього питання існують дві, істотно полярні гіпотези. За однією з них більш високоорганізовані групи витіснили і знищили менш організованих. Важлива роль при цьому належала зміні палеогеографічних умов, наприклад таких як різке збільшення площі суходолу. Друга гіпотеза на чільне місце виводить катастрофічні процеси, зокрема падіння метеоритів. Це могло спри-

чинити різку зміну температури повітря і води, змінити склад атмосфери, рівень сонячної радіації тощо. Слід зазначити, що обидві гіпотези мають право на існування і пошуки науково обґрунтованих доказів тієї чи іншої сьогодні є актуальними.

Еоцен-олігоценове вимирання (відоме також щодо європейської фауни як Великий перелом (франц. "Grande Coupure")) – значні зміни в складі морської і наземної флори і фауни. Розпочалось наприкінці еоцену – початку олігоцену близько $33,9 \pm 0,1$ млн років тому. Значно поступалося за масштабністю п'яти найбільшим масовим вимиранням в історії Землі. В океанах це вимирання було вельми розтягнутим у часі й тривало приблизно 4 млн років (кінець – пізній еоцен). Сумарне вимирання морських тварин оцінено в 3,2 %, що в кілька разів перевищувало фоновий показник 0,66 %. Більш як половину вимираючих родин наприкінці еоцену становили форамініфери та морські їжаки. На рівні родів помітно вимирав (близько 15 %) морський бентос. З окремих видів можна виділити зникнення в цей період древніх китоподібних.

Існує кілька гіпотез, що пояснюють причини вимирання, проте єдиної думки серед палеонтологів з цього питання немає. Обґрунтованими і досить вивченими гіпотезами є:

- *зіткнення Землі з астероїдами* – на думку багатьох учених, різка зміна клімату, що призвела до вимирання видів, спричинили послідовні удари двох метеоритів, які впали в Північній Америці – Чесапик-Бей і Сибіру – Попігай; через різке зниження температури в атмосфері значно зменшилась концентрація вуглекислого газу; чимало метеорологів саме з олігоценом

пов'язують процес формування Антарктичного крижаного щита; однак слід зазначити, що вплив падіння астероїдів на клімат у геологічному масштабі часу дуже короточасний;

- *виверження супервулканів* – деякі вчені стверджують, що з 47 відомих вивержень супервулканів 23 сталися в цей період вимирання; величезні площі території сучасної Північної Америки були вкриті кілометровими шарами відкладів туфу і попелу; під супервулканічними розуміють виверження особливого типу, які походять із системи радіальних тріщин, коли скупчення магми підіймає цілий вулканічний район, а не один вулкан; відповідно об'єм викидів речовин в атмосферу в рази перевищує об'єми викидів звичайних земних вулканів;

- *зміна клімату на межі переходу еоцену в олігоцен*;

- *часткове затінення Землі її гіпотетичними кільцями* – в 1980-х роках була висунута гіпотеза про можливість існування в певний період розвитку Землі системи кілець, подібних до кілець Юпітера, подальші дослідження яких наштотували деяких учених на думку, що тінь від них могла спричинити глобальне похолодання клімату, яке, у свою чергу, зумовило вимирання багатьох видів морських організмів у пізньому еоцені.

Формування свідомого існування живих організмів пов'язане з появою людини роду Номо і суспільства, що в часових межах приблизно збігається з межею неогенової та четвертинної систем хроностратиграфічної шкали (рис. 5). У темпоральній періодизації цю межу розглядають із тих самих позицій, що й зародження життя. Якщо життя з погляду інформації – це поява генетичного коду, тобто

спадкової видової пам'яті, то людське суспільство – це поява культурної інформації, тобто мови коду абстрактних символів і передачі пам'яті під час навчання.

Одним із предків людини вважають викопну істоту – пітекантропа (від грец. *πίθηκος* – мавпа і *άνθρωπος* – людина) – підвиду людей як проміжної ланки еволюції між австралопітеками й неандертальцями, що мешкали близько 700–27 тис. років тому. Нині пітекантропа

розглядають як локальний варіант *Homo erectus*, що поєднав у собі ознаки мавпи й людини. З'явившись на землі, ці істоти змушені були навчитись виготовляти знаряддя праці і застосовувати їх для добування їжі, виготовлення одягу, будівництва житла. Все це поступово сформувало у них предметну свідомість, спрямовану на перетворення природних об'єктів на предмети, необхідні для задоволення своїх потреб.

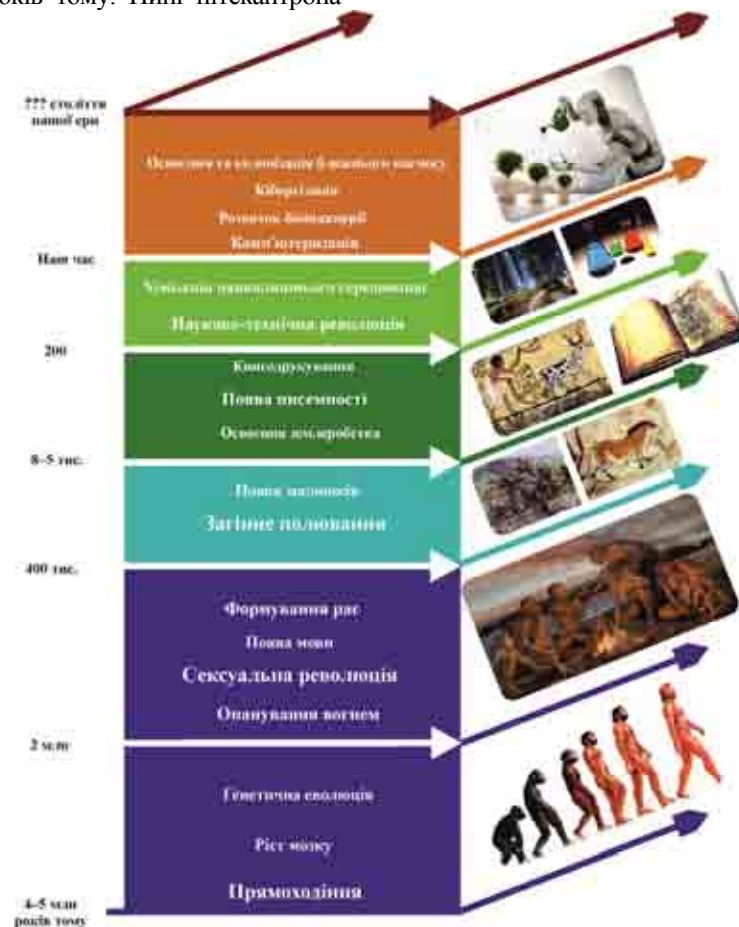


Рис. 5. Основні етапи формування та розвитку людини

Подальший розвиток свідомості людини відбувся під впливом іншого потужного чинника – мовлен-

ня. Виникнення мови у первісної людини – закономірний процес, оскільки трудова діяльність із самого початку

мала суспільний характер. Виготовлення знарядь праці та їх застосування вимагали від людей спільних дій, а обмін знаряддями і продуктами праці сприяв інтенсивному спілкуванню. Потреба у спілкуванні привела до появи мовлення, за допомогою якого люди передавали один одному свої знання і досвід. Завдяки спільній праці і мовному спілкуванню інстинктивні відносини в стаді почали замінюватись на усвідомлені, а стадо – перетворюватись на суспільство.

Процес формування людини завершився тільки в епоху верхнього палеоліту (близько 40 тис. років тому), коли з'явився сучасний тип людини – *Homo sapiens* – людина розумна (кроманьйонець).

Взагалі провести межу, яка відділяє людину від тварини, складно, як і межу, що відділяє живе від неживого. Тому інформаційний критерій – поява мови й генетичного коду – найчіткіший. Однак цей процес невіддільний від соціальних відносин. Інакше кажучи, людина з'явилась не сама по собі, а у формі суспільства, аналогічно, як і життя зародилось не у вигляді організму, а у формі живої речовини або поля живої речовини [10].

За останніми даними, що ґрунтуються на концепції Ю.Л. Семенова [11], поява людини геологічно була миттєвою подією й пов'язана із сексуальною революцією. Відомо, що в тваринному світі еструс – період сексуальної збудливості самиць – суворо обмежений (у мавп – близько 5 діб) і тільки у жінок – постійний. Короткочасність еструсу в австралопітеків призводила до скорочення їх стада, бо вижити вони могли тільки за умов жорсткої системи біологічного домінування найсильнішого самця. Тому в процесі еволюції створювались сприятливі умо-

ви для швидкого росту мозку (100–30 тис. років тому), подовження періоду еструсу в результаті мутації. У стаді стосунки між самцями стали терплячими, а отже, мисливців і м'яса – більше. Як наслідок, система біологічного домінування протягом одного-двох поколінь у цій популяції могла змінитись системою соціальних відносин. Отже, біологічний перехід від самиці до жінки (Єви) був великим прогресом в еволюції – виходом на нові інформаційний та енергетичний рівні, оскільки він означав становлення мови, перехід до опанування вогнем.

Приблизно в другому тисячолітті до н. е. зародилась писемність – потужний засіб фіксації та ретрансляції соціально-культурних досягнень. Почалась епоха цивілізації. Відбувся суспільний поділ праці, з'являлись міста, розвивався товарообмін, закладались основи правового регулювання відносин між людьми, виникли держави і перші писані закони.

З часом людина з відповідними засобами виробництва стала головною геологічною силою і споживачем енергетичних ресурсів планети. Розвиток патріархального суспільства, обравши природопідкорювальну ідеологію, забезпечило власний швидкий прогрес через збільшення експансії в природу і деградацію останньої. Це закономірно призвело до другої глобальної екологічної кризи (перша – киснева катастрофа), в результаті якої біосферу почала витісняти техносфера, яка формує третій ноокібернетичний стовбур життя, адаптований до будь-яких неокисневих середовищ, у тому числі й до космічного.

Проблеми, що постали перед людством, тісно пов'язані між собою. Швидке зростання чисельності населення призводить до інтенсивнішого

використання природних ресурсів, загострює продовольчу проблему.

Вже сьогодні людство споживає природних ресурсів на порядок більше, ніж можна вилучати з біосфери без шкоди її біохімічним циклам і без порушення процесу самовідновлення. Інакше кажучи, людство з ХХ ст. живе за рахунок своїх нащадків. Більше того, воно поставило біосферу, а отже й себе як невід'ємну її частину, на грань повної деградації.

У зв'язку з різким загостренням екологічної кризи та усвідомленням того, що в умовах погіршення якості довкілля неможливі здорове суспільство і здорова економіка, чимало вчених та організацій у 1970-ті роки розпочали дослідження реальних шляхів розвитку Землі за збереження існуючих тенденцій або екологічного коригування подальшого розвитку. Були запропоновані "сценарії" розвитку Землі, які частіше ґрунтувались на викладенні особистих уявлень авторів про можливий розвиток, і рідше – на науковому прогнозуванні наслідків існуючих тенденцій (неконтрольоване зростання чисельності населення, інтенсифікація економіки без урахування фізичних можливостей Землі тощо) з використанням потужних комп'ютерних моделей. На сьогодні розроблено різноманітні сценарії, які істотно відрізняються за ступенями наукової обґрунтованості та об'єктивності. Деякі з них носять відверто емоційний апокаліптичний характер і попереджують про швидку катастрофу; інші об'єктивніші і дають конкретні рекомендації щодо дій [12, 13, 14]. Розглянемо основні сценарії розвитку людства в техногені.

Екологічний волюнтаризм (лат. voluntas – воля), в основі якого лежить антропоцентричний принцип про при-

значення Природи для задоволення потреб не тільки людства, а й кожного індивідуума, хибні уявлення про невичерпність природних ресурсів і безмежні можливості людини. У прогнозований період часу він призведе до виникнення явищ "екологічного бумерангу" – негативного впливу чинників середовища на всі сфери існування людини. Екологічний волюнтаризм тягне за собою прагнення до екстенсифікації існуючих методів господарювання, заперечення необхідності його інтенсифікації на новій науково-технічній основі. Характеризується відсутністю екологічного мислення, повним ігноруванням законів екології, нерозумінням неминучості переходу до нових технологій, які б за підвищення соціально-економічного ефекту були одночасно екологічно раціональними, а потім і переходу до розвитку в межах господарської місткості екосистеми. Сам по собі сценарій історично цікавий, але конкретна господарська діяльність нерідко будується саме на інтуїтивних уявленнях про миттєву вигоду від тих чи інших проектів [15].

Сценарій управління природою базується на необхідності збереження біосфери як основи існування людства. Передбачає використання природних ресурсів з урахуванням "екологічних імперативів" – обмежень, спрямованих на збереження ресурсного потенціалу планети шляхом "екологізації виробництва" і сприяння відновним процесам на основі пізнання й дотримання законів Природи.

Технократичний сценарій ґрунтується на визнанні можливості повної заміни біосфери як джерела необхідних для людства ресурсів на технічні засоби. Допускається й заміна самої людини на "штучний інтелект" і

"кіборги" – біокібернетичні організми з людським мозком і механічним тілом; роль людини зводиться до виробництва необхідних частин кіборгів.

Космічний сценарій передбачає використання космосу для розселення людей, отримання ресурсів, розміщення відходів та вирішення будь-яких проблем, що постануть перед людством. Рано чи пізно людству доведеться покинути Землю і почати колонізацію інших зоряних систем. Від цього залежить не тільки його виживання – людству як виду притаманне прагнення до розвитку, руху вперед. Вийшовши за межі географічних рубежів і біологічних обмежень, воно обумовило подальший розвиток цивілізації, що призвело до технологічних, соціальних, політичних та економічних змін у суспільстві.

"Повернення до природи" – сценарій, заснований на поширеному серед екологічних екстремістів погляді, які вважають, що всупереч незворотності історичного розвитку людство може повернутися до пасторальної ідилії минулого й задовольнити свої потреби "плодами" землі. Людство не повинно робити крок уперед (як припускає більшість футуристів), а має здійснити гігантський стрибок назад. Основною передумовою є те, що суспільство нині в основному є споживачем, тому має взяти курс на свідомий регрес (з еволюційного погляду) до стану, коли людина не завдає шкоди планеті. Тільки повернення до передцивілізаційного суспільства може зняти загрозу для планети, природи і для самих себе. Кінцевою метою буде кінець цивілізації і повернення людей у джунглі.

"Вперед до природи" – створення шляхом генної інженерії організмів із

новими властивостями, які, будучи впроваджені в екосистеми, контролюватимуть їх у заданому напрямі. Майбутнє, в якому природа стане куди більш буйною і пишною, ніж ми можемо собі уявити. Нові течії енвайронменталізму і трансгуманізму (такі як техногайянізм) обумовлюють розвиток технологій, спрямованих на відновлення навколишнього середовища. Нано- та біотехнології можна буде використовувати для очищення звалищ і знищення відходів виробництва. А в далекому майбутньому можливе трансформування Землі до її первозданного вигляду.

Засновник кіберпанку американський фантаст Брюс Стерлінг виступив 14 жовтня 1998 р. у Сан-Франциско з доповіддю, в якій стверджував, що для боротьби з екологічними проблемами людства треба використовувати найпередовіші технології і працювати разом.

У далекому майбутньому наша планета може стати екологічно більш диверсифікованою, ніж вона коли-небудь була в своїй історії. Людей доведеться генетично модифікувати, щоб вони не заважали загальній гармонії навколишнього середовища. Всі енергетичні потреби людства будуть задоволені раз і назавжди – ми станемо цивілізацією першого типу за шкалою Кардашова (планетарна цивілізація використовує ресурси своєї планети повністю, планети її зоряної системи колонізуються і стають частиною ресурсної бази). Деякі екологи виступають ще й за коригування екосистеми Землі: знищення хижаків, щоб траводільні тварини не страждали. З'явиться можливість контролювати погоду та засоби захисту від природних катаклізмів – астероїдів, землетрусів, вивержень вулканів.

Проте наслідки втручання новітніх біотехнологій поки що непередбачувані, а тим більше зміни екосистем при їх впровадженні.

Катастрофічний сценарій припускає загибель людства в результаті однієї з антропогенних катастроф: ядерної війни, вичерпання ресурсів, забруднення середовища тощо.

Унаслідок можливої ядерної війни знизиться проникність атмосфери для сонячного світла через запилення, в результаті глобальної зміни клімату настане “ядерна зима”, що спричинить розвиток ланцюгових негативних реакцій у біосфері аж до повної її загибелі.

Екологічна катастрофа в результаті господарської діяльності буде закономірним фіналом прогресу цивілізації, заміни природи на технісферу – систему, яка саморозвивається, керувати якою, внаслідок її складності, людина неспроможна.

Деградація людства – виродження людини через зміну спадкового апарату в результаті мутагенної дії забрудненого середовища, духовна і моральна деградація (орієнтування на матеріальне споживання, наркоманія, алкоголізація). Багато людей завдає шкоди своєму здоров’ю, чудово усвідомлюючи негативні наслідки (наприклад, паління, вживання алкоголю, наркотиків, інших психотропних препаратів), причому дії урядів деяких держав недвозначно вказують на певну їх зацікавленість у розвитку таких видів бізнесу. В майбутньому людство може зіткнутися з проблемою поголовного вживання лікарських засобів, що містять наркотики, або самих наркотиків, і зусилля реклами, схоже, спрямовані на те, щоб привчити наших дітей вважати ліки чимось життєво необхідним, буденним. Ліки

перетворюються із засобу лікування на продукт харчування, а це загрожує дуже серйозними наслідками майбутньому людству.

У документах ООН, прийнятих 1992 р. в Ріо-де-Жанейро як нову теорію існування всього людства і природного середовища, було запропоновано концепцію сталого розвитку. Вона сформульована як спосіб подолання головної для сучасної цивілізації екологічної загрози, що існувала у вигляді якоїсь теоретично обґрунтованої небезпеки, усвідомлюваної порівняно вузьким колом учених і політиків та пов’язаної з перенаселенням, незворотнім витрачанням невідновлюваних природних ресурсів, забрудненням навколишнього середовища. Сталий розвиток передбачав гармонізацію відносин людства і біосфери, його розвиток у гармонії із законами природи, що стає можливим за умови усвідомлених обмежень на споживання ресурсів, виходячи з можливостей біосфери. Головною метою сталого розвитку є поліпшення якості життя людей без порушення стійкості екосистем. Хоча в цілому концепція сталого розвитку була прийнята світовою спільнотою, до сьогодні не цілком зрозуміло, як досягнути цієї мети й оцінити ступінь наближення до неї, адже визначення первинних потреб дуже відрізняється для людей різних країн і континентів.

У червні 2012 р. відбулась конференція ООН зі сталого розвитку “Ріо+20”, яка показала, що на сьогодні, на жаль, світова спільнота не готова серйозно, на політичному рівні підійти до питання майбутнього світу. Домінує економічне мислення, яке не переймається довготривалими наслідками.

У сучасному світі спостерігається значна відмінність між наявними в ок-

ремих країнах природними ресурсами та обсягами їх споживання в різних країнах. На сьогодні загальнодоведеним є факт, що 20 % населення Землі, яке живе в промисловорозвинених країнах світу, споживає 80 % усіх ресурсів, а решта 80 % населення слабозрозвинених країн – усього 20 % ресурсів.

Сьогодні жорстка конкурентна боротьба за основні ресурси планети “Земля” між провідними державами світу стає ареною найзапеклішої боротьби геополітичних інтересів, нерівність у світі безумовно зростає, збільшується поляризація суспільства.

Згідно з цим варіантом розвитку подій, світ може розділитись на протекціоністські блоки, країни вестимуть жорстокі війни за життєво важливі ресурси, наприклад за воду та джерела енергії – нафту, газ.

Розвинені країни, зберігаючи для свого населення високий рівень споживання, політичними, військовими та економічними заходами триматимуть решту світу в промислово нерозвиненому стані як сировинний придаток, зони скидання шкідливих відходів і джерела дешевої робочої сили.

В умовах такої боротьби між транснаціональними корпораціями за сфери впливу на різних континентах для запобігання знищенню біосфери планети ядерною зброєю єдиним рішенням залишається модернізація системи міжнародних відносин: перехід від відкритого протистояння до партнерства і взаємовигідного співіснування.

Важливим перспективним напрямом розвитку суспільства залишається інформатизація людства – високоорганізований соціально-економічний і науково-технічний процес розробки та створення сприятливих умов для задоволення

інформаційних потреб із використанням інформаційних ресурсів. Одним із перспективних наукових напрямків є глобальне моделювання або побудова математичних моделей, що реалізуються на суперкомп’ютерах, за допомогою яких оцінюють різні варіанти вирішення світових проблем.

Оскільки характерною рисою для людини є непомірність споживання, вчені в майбутньому пропонують скоригувати цю шкідливу рису поступовою заміною людського мозку на штучний інтелект, тобто провести кіборгізацію суспільства. Вчені навчаються не тільки відтворювати кожну частину людського тіла, й коригувати потреби і можливості людини в різних умовах зовнішнього середовища, що забезпечить існування живих організмів навіть в екстремальних умовах.

Однак такий сценарій розвитку майбутнього може піти в іншому напрямі, якщо машини з нелюдським інтелектом почнуть самовдосконалюватись і людина виявиться нездатною зупинити цей процес. Це призведе до надзвичайно швидкого технологічного розвитку, до створення світу, де технології перевершать людину і почнуть керувати фінансовими ринками, науковими дослідженнями, людьми і розробкою зброї, недоступними нашому розумінню. Тому складно прогнозувати, які наслідки для людей може мати створення штучного інтелекту.

З одного боку, більшість сценаріїв розвитку Землі доволі песимістичні, кризовий стан планети передбачається в середині ХХІ ст., з іншого – є ціла низка безумовних досягнень людства, які залишають надію на подолання основних кризових явищ і поступове досягнення стійкішого (екологічного) стану планети і всіх країн.

Висновки. Людство поставило біо-

сферу, а отже, і себе як невід'ємну частину біосфери на межу повної деградації. Швидке зростання чисельності населення на Землі, стрімке збільшення обсягів використання природних ресурсів ставлять перед людством нові завдання, які полягають в освоєнні космічного простору, пошуках життя на сусідніх планетах та їх освоєння в майбутньому. Шлях еволюції, який пройшла планета Земля від початку формування, тривалий процес зародження і розвитку життя, недостатня вивченість Всесвіту дають підставу припускати, що аналогічні фізико-хімічні процеси можуть відбуватись і на інших планетах. Постають запитання: "Чи можливе позаземне життя

у Всесвіті? Чи може бути повторений шлях еволюції, який пройшла Земля, на інших планетах?" Криза біосфери порушує питання необхідності використання науково-технічного потенціалу людства для пошуків виходу з цієї ситуації.

На основі знань, якими володіє людство сьогодні, одним із варіантів вирішення цієї проблеми є пошук планет, придатних для освоєння людиною. В основу наших прогнозів покладено модель формування життя на Землі від прокаріотів до людини, тобто від простого до складного за період понад 3,8 млрд років.

Література

1. Еськов К. История Земли и жизни на ней: от хаоса до человека. – М.: НЦ ЭНАС, 2004. – 312 с.
2. Розанов А.Ю. История становления скелетных фаун // Соросовский образовательный журн. – 1996. – № 12. – С. 62–68.
3. Wickramasinghe N.C., Wallis J., Wallis D.H et al. Fossil diatoms in a new carbonaceous meteorite // J. of Cosmology. – 2013. – 21, N 37. – P. 9560–9571.
4. Захаров В.Б., Мамонтов С.Г., Сонин Н.И., Захарова Е.Т. Биология. 11 класс. Профильный уровень. М.: Изд-во Дрофа, 2007. – 283 с.
5. Розанов А.Ю., Федонкин М.А. Проблема первичного биотопа эукариот. Экосистемные перестройки и эволюция биосферы. – М.: Недра, 1994. – С. 25–32.
6. Марков А.В. Проблема происхождения эукариот. //Палеонтолог. журн. – 2005. – № 2. – С. 3–12.
7. Penny A.M., Wood R., Curtis A., et al. Ediacaran metazoan reefs from the Nama Group, Namibia. Science 27 June 2014 – 344, N 6191. – P. 1504–1506 Doi:10.1126/science.1253393.
8. Заварзин Г.А., Жилина Т.Н. Содовые озера – природная модель древней биосферы континента // Природа. – 2000. – № 2. – С. 45–55.
9. Куприянова Е.В., Пронина Н.А. Карбоангидраза – фермент, преобразивший биосферу. // Физиология растений. – 2011. – 58, № 2. – С. 163–176.
10. Рудько Г.І., Адаменко О.М. Землелогія. Еколого-ресурсна безпека Землі. – К.: Академпрес, 2009. – 512 с.
11. Семенов Ю. Происхождение человека в свете современных данных науки // Вестн. АН СССР. – 1987. – № 7. – С. 120–130.
12. Реймерс Н.Ф. Надежды на выживание человечества. Концептуальная экология. – М.: Россия молодая, 1992. – 367 с.
13. Степин В.С. Эпоха перемен и сценарии будущего. 1996: Сокращенный вариант статьи автора "Философская мысль на рубеже двух столетий", опубликованной в сб. "Философия в современном мире" // Философия и жизнь. Науч.-поп. сер. –1990. – № 11.
14. Тетиор А.Н. Устойчивое развитие города. – М.: Комитет по телекоммуникациям и средствам массовой информации правительства Москвы, 1999. – 173 с.
15. Краснощеков Г.П., Розенберг Г.С. Экология "в законе" (теоретические конструкции современной экологии в цитатах и афоризмах). – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2002. – 248 с.

УДК 005.94 + 004.9 + 502.3

ТРАНСДИСЦИПЛІНАРНІСТЬ ЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Стрижак О. Є.

Інститут телекомунікацій і глобального
інформаційного простору НАН України,
Чоколівський б-р, 13, 03186, м. Київ.
sae953@gmail.com

Розглядається проблематика інтегрованого використання розподіленої екологічної інформації. Описується методологія трансдисциплінарного відображення станів екологічних процесів. Визначаються властивості трансдисциплінарності. Описуються принципи інтеграції екологічних систем на основі використання таксономічних структур, що відображають ієрархічні стани їх взаємодії. Наводиться приклад формування трансдисциплінарної онтології лімнологічних систем. *Ключові слова:* онтологія, таксономія, трансдисциплінарність, лімносистема, множинна упорядкованість

Трансдисциплінарність екологічних досліджень. Рассматривается проблематика интегрированного использования распределенной экологической информации. Описывается методология трансдисциплинарного отображения состояний экологических процессов. Определяются свойства трансдисциплинарности. Описываются принципы интеграции экологических систем на основе использования таксономических структур, отражающих иерархические состояния их взаимодействия. Приводится пример формирования трансдисциплинарных онтологий лимнологических систем. *Ключевые слова:* онтология, таксономия, трансдисциплинарность, лимносистема, множественная упорядоченность

Environmental Research Transdisciplinarity. The article is focused on integrated distributed environmental information. A methodology of transdisciplinary display states of ecological processes. Determined by the properties of transdisciplinarity. The principles of integration of ecological systems through the use of taxonomic structures reflecting the hierarchical status of their interaction. An example of the formation of trans-disciplinary ontology limnological systems. *Keywords:* ontology, taxonomy, transdysyplinarity, limnosystem, multiple ordering

Екологічні процеси являють собою взаємодію складних систем в оточуючому природному середовищі з характерними властивостями, якими не володіє жодна з складових їх підсистем. Вони мають складну ієрархічну організацію, структура якої постійно змінюється за рахунок утворення новітніх зв'язків через хаотичний, невідносно важкий стан їх складових підсистем сусідніх рівнів [1,2]. Міждисциплінарний характер

взаємодії складових процесів має прояв у різноманітних властивостях, що характеризують їх предметну функціональність. При дослідженні екологічних процесів формується певний інтерпретаційний простір, який описується в рамках існуючих природознавчих теорій, що відображають певні предметні області. І це ускладнює їх інтегративне вивчення та дослідження, адже виникають технологічні проблеми, які пов'язані з

інтероперабельністю, смисловими конфліктами між інформаційними одиницями та використанням різних форматів надання даних.

Для інтегрованого використання одержаних результатів екологічних досліджень необхідне встановлення формального взаємозв'язку розумінь окремих дисциплін. Для цього треба сформулювати певні логічні мета-рамки, за допомогою яких стає можливим інтегроване використання екологічної інформації, яка може бути інтегрована на більш високому рівні абстракції, ніж це відбувається на рівні міждисциплінарної взаємодії екологічних систем.

Методологічно цю проблему інформаційної інтегрованості частково можна вирішити за допомогою категорії трансдисциплінарності [3,4], яка забезпечує можливість коректного інтерпретування одержаної політематичної екологічної інформації за рахунок множинної упорядкованості ієрархічних структур екологічних систем.

Мета та основні завдання роботи – Визначення трансдисциплінарного характеру екологічних досліджень на основі онтологічного опису властивостей тематичних інформаційних одиниць, що використовуються при відображенні їх результатів; демонстрація технології побудови трансдисциплінарного онтологічного середовища на основі формування таксономічних структур як термінологічних систем з відношенням множинної бінарної упорядкованості.

1. Ієрархічні структури екологічних систем

В основі методології трансдисциплінарності лежить категорія

множинної упорядкованості [4,5]. Це дозволяє створювати, при дослідженні певних природознавчих процесів так звану узагальнену «картину світу» [4], яка формується на основі ієрархій між системами, що складають досліджувані екологічні процеси. Наявність такої трансдисциплінарної картини світу дозволяє створювати інтерпретаційний простір об'єктів дослідження, формувати операційне поле дослідження та класифікувати екологічні процеси. Множинна упорядкованість, яка задається над об'єктами, дозволяє динамічно складати ієрархічні структури пов'язаних між собою екологічних систем. На основі такої упорядкованості можуть бути визначені певні методи дослідження екологічних об'єктів.

Фактично трансдисциплінарність забезпечує відображення одержаних в ході проведення досліджень інформаційних масивів у формі інтерпретування знань про екологічні системи. При цьому трансдисциплінарне відображення дозволяє виявити новітні властивості об'єктів екологічних систем, які не завжди можуть бути представлені в термінах тематик предметних теорій. Трансдисциплінарна онтологія [3, 4, 6] дозволяє відобразити екологічні процеси як єдину систему з узагальненою структурою і ієрархічними та функціональними властивостями.

Безпосереднє відображення результатів екологічних досліджень повинне відповідати умовам повноти. Категорія повноти при дослідженні екологічних процесів покликана відображати якомога більше факторів їх впливу один на навколишнє середовище. Перманентність цієї категорії очевидна. Технологічні форми

екологічних процесів постійно вдосконалюються і розвиваються, змінюються чинники їх впливу і природно збільшується обсяг інформації, що характеризує ці результати. Стає очевидним, що для забезпечення повного екологічного дослідження необхідно розробляти інструменти, які спроможні оперативно класифікувати одержану інформацію, визначати її підпорядкованість та певним чином інтерпретувати властивості процесів взаємодії об'єктів, які складають екологічні системи.

Одним із таких інструментів може бути трансдисциплінарна онтологія [3, 4, 6], яка у своїй інформаційній основі має механізм динамічного формування та використання ієрархій у вигляді певних таксономій [7]. Під таксономією, у контексті застосування трансдисциплінарної онтології, у процесі дослідження екологічних систем розглядатимемо певну множину концептів онтології, над якими задано множинне гіпервідношення бінарної упорядкованості [5]. Множина гіпервідношень упорядкованості задається над концептами екологічної системи. В якості концептів виступають поняття-терміни, які визначають конкретні об'єкти предметних областей. Об'єднання концептів у вигляді певних непустих таксономічних структур на основі використання гіпервідношень упорядкованості можуть мати такі властивості:

- мати у своїй структурі частину самого себе, тобто бути *рефлексивним*;
- не бути частиною своїх частин, тобто бути *антисиметричним*;
- бути частиною цілого, тобто бути *транзитивним*.

Отже, на основі множинних гіпервідношень упорядкованості може бути утворено множинне бінарне відношення *частина-ціле*. Це відношення є одним з типів бінарних відношень. Безпосереднє відношення *частина-ціле* становить основу тематичної класифікації об'єктів екологічної системи. Однак, через існування об'єднання концептів у вигляді певних непустих таксономічних структур, які мають спільні не тільки тематичні властивості, воно може бути поширено до асоціативного на основі включення до множинних гіпервідношень упорядкованості.

Множинне бінарне відношення «частина-ціле» може бути розширено до множинного відношення «група об'єктів-об'єкт» і далі до «бути елементом класу» та / або «бути елементом категорії». Відмінність між поняттями «клас» і «категорія» полягає в повноті відображення предметної області. Поняття «категорія» досить повно відображає семантичні можливості предметної області, а поняття «клас» визначається просто відібраною множиною концептів із загальними семантичними властивостями. Тому поняття «таксономія» не є еквівалентом поняття «таксономічна категорія».

Розширене множинне відношення *частина-ціле* не є комутативним, але воно може бути проінтерпретоване як властивість *бути елементом певного класу*. Причому з цих концептів, якими воно утворено, також можливе утворення впорядкованої множини, елементи якої також мають бінарну некомутативну властивість *бути елементом певної онтології*. На основі множинного відношення *частина-*

ціле можуть бути утворені такі таксономічні структури [8,9]:

- тип (phylum) – <ім'я складного концепту>;
- підтип (subphylum) – <ім'я складного концепту>;
- клас (classis) – <ім'я складного концепту>;
- підклас (subclassis) – <ім'я складного концепту>;
- ряд (у рослин – порядок) (ordo) – <ім'я складного концепту>;
- підряд (subordo) – <ім'я складного концепту>;
- родина (familia) – <ім'я складного концепту>;
- підродина (subfamilia) – <ім'я складного концепту>;
- рід (genus) – <ім'я складного концепту>;
- підрід (subgenus) – <ім'я складного концепту>;
- вид (species) – <ім'я складного концепту>;
- підвид (subspecies) – <ім'я складного концепту>;
- різновид (varietas) – <ім'я складного концепту>;
- форма (forma) – <ім'я складного концепту>.

Наведені таксономічні структури відображають певні категорії систем знань і агрегують множини об'єктів екологічних систем, які взаємодіють одна з одною. Описи цих таксономій як елементів систем екологічних знань можуть бути представлені у вигляді певних множин висловлювань. Самі висловлювання описуються у вигляді предикативних виразів і приймають значення *один* чи *нуль*.

Предикативне представлення відношення частина–ціле таксономічних структур має властивість

індуктивності. Тобто, можна сформулювати певне рекурсивне предикативне правило, яке повністю описує процес формування таксономічних структур. Це має свій вигляд за умови існування таксономії, яке дозволяє визначити ряд їх конструктивних властивостей як упорядкованих множинних бінарних структур. Така індуктивність накладає ряд умов на вхідно-вихідні стани екологічних систем, які описуються у вигляді онтологій на основі концептів, що формують таксономічну структуру. Оскільки вхідно-вихідні стани онтологічної системи екологічного процесу визначають стійкість формування їх таксономічних структур, то регулювати їх взаємодію на підсистемному рівні можна за дотримання ряду умов, які визначаються типом множинних відношень бінарної упорядкованості і забезпечують незалежність власне таксономій від послідовності контекстів об'єктів індуктивного вибору. В складних екологічних системах, які відображаються у вигляді онтології, виділяють умови стійкості – *успадкування, незалежність від невиключених до таксономії концептів, узгодженість*.

Ці властивості таксономічних структур дозволяють певною мірою проінтерпретувати інтуїтивні міркування при виборі конкретних властивостей концептів, на підставі яких реалізується вибір переваг за їх включенням у таксономічну структуру екологічної системи. Так, умова *успадкування* забезпечує включення концептів, що мають еквівалентні властивості-критерії. Умова

незалежності дозволяє задати набір аксіом для онтології, що виключають виникнення протиріч при виборі. Умова *узгодженості* забезпечує коректність розбиття множини

концептів предметної області екологічної системи на класи. При цьому згідно досліджень [5,11] забезпечується формування класу функцій, що визначають досить повно множинність бінарних відношень упорядкованості. Більше того, можна стверджувати, що умови стійкості: *успадкування, незалежність від невиключених до таксономії концептів* та *узгодженість* досить точно визначають саму систему формування таксономії.

2. Формування екологічних трансдисциплінарних онтологій

Формування множини трансдисциплінарних онтологій екологічних систем забезпечує більш об'єктивне оцінювання результатів їх моніторингу та створює умови інтегрування інформаційних масивів, що відображають стани екологічних процесів. Це забезпечить об'єктивне управління інформаційними потоками та інформаційними процесами, які безпосередньо забезпечують вирішення завдань моніторингу. Управління процесами обробки інформації реалізується на основі використання певних ієрархій, які відображають властивості інформаційних процесів, що складають операційне середовище трансдисциплінарної онтологічної системи. Від оптимального визначення та динаміки формування ієрархій взаємодії компонентів екологічних систем певним чином залежить ефективність її функціонування.

Розглянемо процес формування трансдисциплінарної онтології на прикладі дослідження екологічного стану взаємодії лімносистем [9, 12]. Лімносистема – це екосистема озера (ставка, водосховища, кар'єрної водой-

ми), яка характеризується збалансованістю біотичних та абіотичних чинників (компонентів) і гармонією їх на всіх стадіях свого розвитку. Прикладна за змістом, конструктивна лімнологія досліджує озерні утворення переважно комплексно, гідрологічно і ландшафтознавчо, з метою вивчення станів, функціонувань, зв'язків у лімносистемах, управління ними, для пізнання ресурсів і ресурсних потенціалів лімносистем, їх раціонального використання та охорони.

Трансдисциплінарне онтологічне, системне відображення наземно-водного утворення дає можливість цільового, цілісного наукового пізнання таких об'єктів. Лімнокорекс – закономірне ландшафтне поєднання всіх компонентів водойми уповільненого водообміну (озера, ставка, водосховища, кар'єрної водойми), які перебувають у складному взаємозв'язку й утворюють єдину нерозривну систему ландшафтних комплексів різних рівнів від фації (елементарної цілісної частини озера) до складного урочища (водойми загальному). Лімнокорекс об'єктно (сутнісно) і предметно (відображенням у знаннях) ширший та багатший, ніж лімносистема. Хоч для ландшафтознавства є цінними, пізнавально продуктивними і геосистемні, і геокорексні трактування та методологічні напрацювання, які стосуються цих наземно-водних об'єктів. Як конструктивний напрям геоекології екологічна лімнологія повинна спеціалізуватися на дослідженні впливу чинників середовища на походження і розвиток озер, на з'ясуванні загальних закономірностей функціонування й еволюції лімносистем, на визначенні тенденції

їх розвитку залежно від особливостей навколишніх ландшафтів і змісту антропогенних впливів на водозбори.

Головними завданнями екологічної лімнології на сучасному етапі є поглиблення знань про взаємодію озера з навколишніми ландшафтами, про стійкість озерних екосистем до антропогенних впливів, про специфічні риси лімнічних процесів у давніх і сучасних водоймах, з яких реальні – підтримання та збереження збалансованого розвитку лімносистем і можливі запобігання наслідкам антропогенної евтрофікації і техногенних забруднень природних вод, що можуть бути згубними для водних та біотичних ресурсів водойм. Трансдисциплінарність забезпечує розгляд лімнологічної системи як єдиної, цілісної картини відображення її станів.

У загальному випадку трансдисциплінарна онтологія лімносистем повинна включати структуровану і класифіковану інформацію, яка відображає наступне:

- з'ясування напрацьованого історичного досвіду у науковому вивченні водойм та узагальнення і збагачення досвіду різних природничо-географічних класифікацій водойм (галузевих, комплексних);

- аналіз впливу природних чинників на теперішні стани водойм та їхніх водозборів і просторово-часовий лімнологіко-географічний аналіз водойм;

- просторово-географічне дослідження акумуляції та хімічного складу речовини донних відкладів і встановлення геохімічних індикаторів станів водойм регіону;

- оцінювання сучасного рівня антропогенного впливу на лімносистеми, з'ясування основних чинників, що визначають цей вплив, встановлення спрямування і змісту змін у лімносис-

темах, розробка шляхів раціонального управління подальшим розвитком малих водойм;

- здійснення геоекологічного лімнологічного аналізу і конструктивно-географічного синтезу знань про малі водойми, а саме: оцінювання найважливіших природних ресурсів водойм (водних, органо-мінеральних, зокрема сапропелевих, рекреаційних тощо) для сучасних потреб економіки; одержання еколого-лімнологічних оцінювальних характеристик водойм; встановлення закономірностей та особливостей просторово-часових змін сучасних станів головних лімнологічних показників водойм регіону (як індикаторів стану, спрямованості розвитку і функціонування ландшафтних лімнокімплексів) з метою раціоналізації природокористування;

- обґрунтування схем природоохоронних заходів, спрямованих на оптимізацію використання ресурсів аквально-ландшафтних комплексів в умовах інтенсивної господарської діяльності за потреби збереження їхнього ландшафтного та біотичного різноманіття [9, 12].

Трансдисциплінарність екологічного дослідження лімносистем забезпечує єдність інтерпретування одержаної інформації при проведенні різноматематичних досліджень. Об'єктивність оцінки якості води ведеться на основі певної системи показників. Показники якості води поділяються на фізичні, бактеріологічні, гідробіологічні та хімічні. Іншою формою класифікації показників якості води є їх поділ на загальні (показники, характерні для будь-яких водних об'єктів) та специфічні (показники, зумовлені місцевими природними умовами, а також особливостями ан-

тропогенного впливу на водний об'єкт). Ці об'єкти можуть утворювати системи істинних висловлювань і тверджень, тому на їх основі можуть бути сформульовані таксономічні структури.

Так, спираючись на Наказ Міністерства екології та природних

ресурсів України № 99 від 18.03.2013 «Про затвердження Порядку розроблення паспорта водного об'єкта» формується таксономічна структура лімнологічної підсистеми, яка певним чином відображає екологічний паспорт озера (Рис.1).

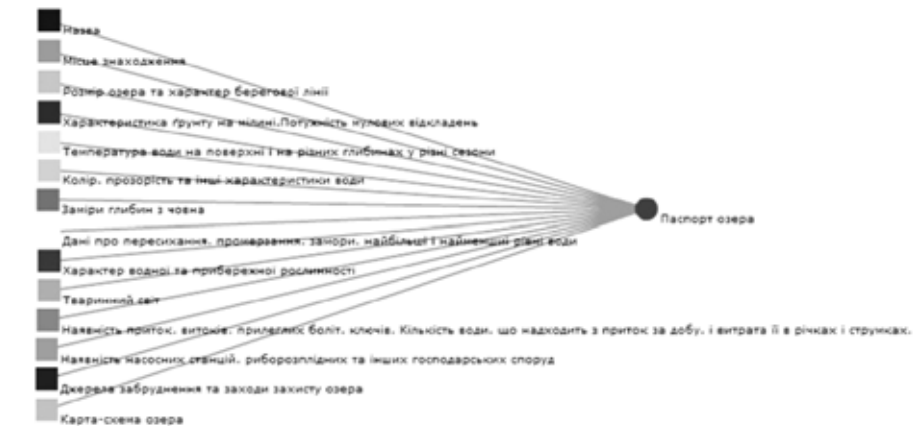


Рис. 1. Таксономічна структура лімнологічної підсистеми онтології паспорта озера



Відповідно до умов стійкості таксономічних структур екологічної системи (успадкування, незалежності від не включених до таксономії концептів та узгодженості) можна розширити множину об'єктів онтології нашої лімносистеми і отримати наступну таксономічну структуру її онтологічного паспорта (Рис. 2).

Рис. 2. Таксономія онтологічного паспорта озера

При цьому може бути забезпечено одночасне наповнення онтології об'єктивно існуючої інформацією щодо

стану кожного об'єкта лімнологічної екосистеми. Відповідна інформація заноситься до комірки стовпчика В

таблиці інформаційного наповнення онтології у вигляді гіперпосилання (Рис. 3). Причому, гіперпосилання може бути

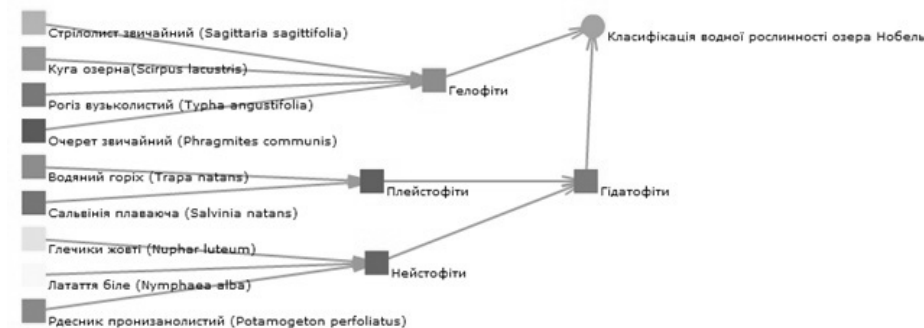
на будь-які зовнішні джерела, які містять текстові, фото-, відео, мультимедіаматеріали тощо.

Імена вершин структури онтології	Текстова інформація або назва гіперпосилання	Гіперпосилання та системні дії
A	B	C D
1. <i>подобата</i>		
2. <i>паспорт озера</i>	Порядок розроблення паспорту водного об'єкту спрямовано на встановлення технічних параметрів водног	text
3. <i>паспорт озера</i>	Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України № 99 від 18.03.2013 Про затвердження Поряд	href
4. <i>паспорт озера</i>	Водний кодекс України	href
5. <i>паспорт озера</i>	Закон про аквакультуру	href
6. <i>паспорт озера</i>	лого	href
7. <i>Назва</i>	НОБЕЛЬ	href
8. <i>Назва</i>	Дуже давно, коли ще людей було мало, послав Бог ангела на Полісся. Знайти місце для нової річки. Протек	text
9. <i>Назва</i>	Нобель (озеро). Матеріал з Вікіпедії — вільної енциклопедії	href
10. <i>Назва</i>	Історія походження назви нобель	href
11. <i>Місце знаходження</i>	Зарічниський район, Рівненська область на кордоні з Білоруссю. 51°52'05" пн. ш. 25°45'42" сх. д. в районі	text
12. <i>Місце знаходження</i>	Озеро знаходиться на шляху Північ — Південь до Чорного моря та далі до Середземного моря — так звани	href
13. <i>Місце знаходження</i>	Місце знаходження (за даними Google Map)	href
14. <i>Розмір озера та характер берегової лінії</i>	За даними Вікіпедії довжина оз. Нобель становить 3,2 км, ширина — до 2,5 км, площа — 4,99 км². Розмір	href
15. <i>Розмір озера та характер берегової лінії</i>	За результатами обробки космонавізних знімків на 2008р. оз. Нобель має площу водного дзеркала 5,07 км²	text

Рис. 3. Фрагмент таблиці інформаційного наповнення онтології паспорту озера

Результатом об'єднання таблиці таксономічної структури та таблиці наповнення онтології паспорту озера є інформаційне середовище, що містить текстову інформацію результатів дослідження, супровідні фото- та відеоматеріали, корисні посилання на урядові, законодавчі та ін. сайти тощо. Відмінною ознакою такого середовища є можливість його динамічного розширення та поповнення новітньою інформацією.

Трансдисциплінарний підхід дозволяє постійно розширювати інформаційний простір відображення станів лімнологічної екосистеми та її взаємодії з іншими екосистемами. Як було відмічено, умови стійкості таксономічних структур екологічної системи дозволяють інкапсулювати до її середовища таксономічні структури інших об'єктів (Рис. 4).



Конструктивним тут є той факт, що розширити інформаційний простір відображення екосистеми може будь-який дослідник, який опрацює інформацію щодо її складу та взаємодії її складових підсистем.

Рис. 4. Таксономія онтології «Класифікація водної рослинності озера Нобель»

За рахунок властивості асоціативності кожен концепт наведених таксономій може бути змістовно визначений і певним чином проінтегрований. Проекцію

відображення групи об'єктів трансдисциплінарної онтології лімнологічної екосистеми наведено на рис. 5-7.

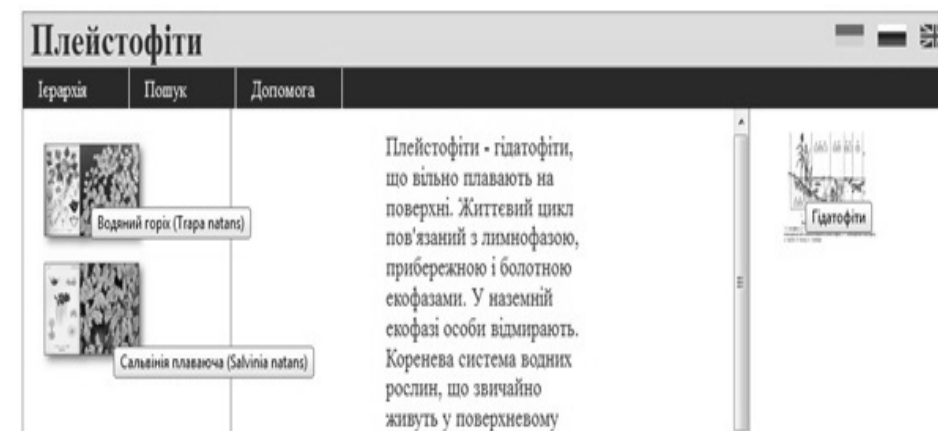


Рис. 5. Інтерфейс комп'ютерної онтології «Класифікація водної рослинності озера Нобель». Клас «Плейстофіти»

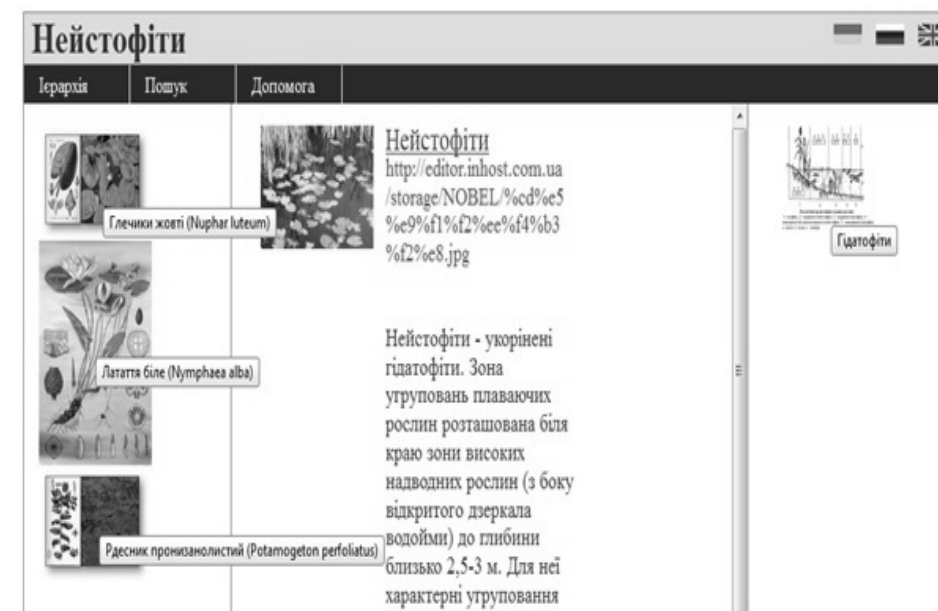


Рис. 6. Інтерфейс комп'ютерної онтології «Класифікація водної рослинності озера Нобель». Підклас «Нейстофіти»

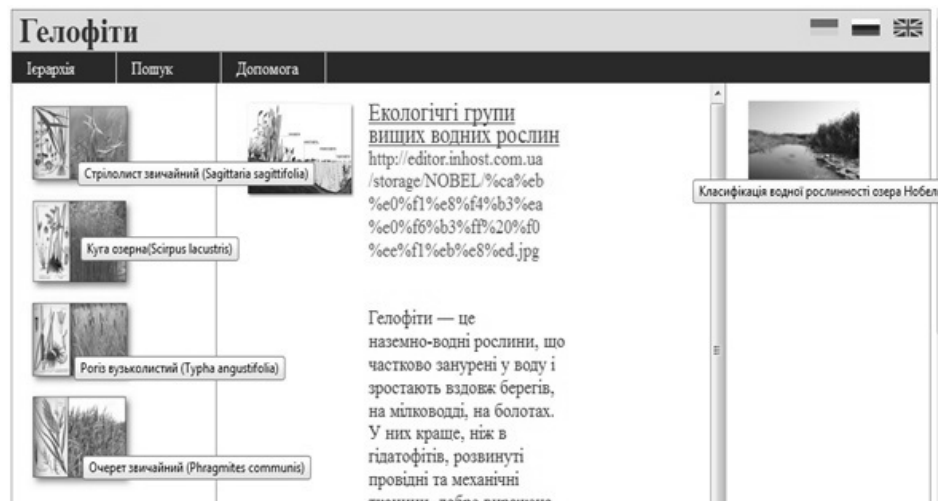


Рис. 7. Інтерфейс комп'ютерної онтології «Класифікація водної рослинності озера Нобель». Підклас «Гелофіти»

Наведені таксономічні структури також можуть бути розширені за рахунок використання відношень асоціативності та умов їх стійкості, як множинних відношень упорядкованості. Розширимо нашу онтологічну систему таксономією тваринний світ (Рис. 8).

Трансдисциплінарний онтологічний підхід дозволяє перетворювати інформаційну базу результатів дослідження складної, лімнологічної екологічної системи озера Нобель на динамічне інформаційне середовище, яке перманентно поповнюється новітніми таксономічними структурами. Ці таксономічні структури як термінологічні множини з множинним бінарним гіпервідношенням упорядкованості між ними забезпечують розширення інформаційного відображення як ієрархії станів окремих екосистем, так і ієрархії станів взаємодії між ними.

Фактично таксономічні структури трансдисциплінарної онтології еко-

стем є інформаційною платформою онтологічного інтерфесу [9], який забезпечує взаємодію між ними та дослідниками екологічних процесів. Тобто кожен розділ онтологічного екологічного паспорту може бути гармонійно уточнений, розширений, доповнений і синхронізований зі змістом інших розділів. Завдяки візуальному відображенню таксономічної структури у вигляді онтографу [6, 9] стають зрозумілими взаємозв'язки між елементами як в середині кожної екосистеми, так і між окремими підсистемами. Безпосередньо таксономічна структура за рахунок інтерпретування її функціональності у вигляді онтологічного інтерфесу дозволяє поширити новітню інформацію щодо стану екосистем у формі активного відображення певних екологічних тематичних знань. Ці знання можуть бути доступні широкому колу користувачів.

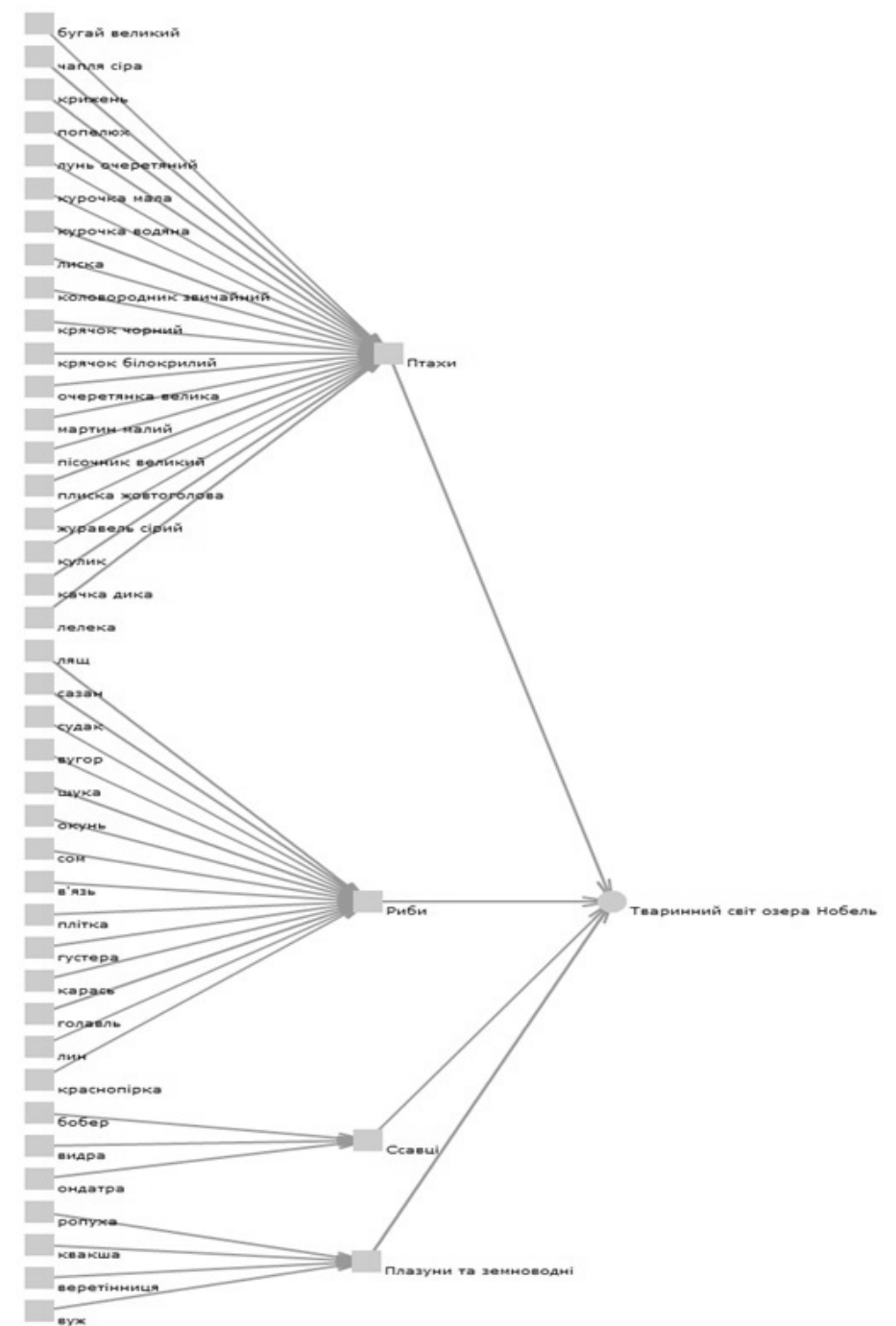


Рис. 8. Таксономія онтології «Тваринний світ озера Нобель» на основі таблиці структури онтології

Приклад відображення стану екосистеми щодо певних видів тварин, які її складають (рис. 9.).



Рис. 9. Інтерфейс комп'ютерної онтології «Тваринний світ озера Нобель»

Як бачимо з наведених міркувань та прикладів таксономічних структур, множинні гіпервідношення упорядкованості та їх властивості стійкості забезпечують інкапсулювання будь-якої непустиї таксономічної структури за умов, що хоча б один об'єкт екосистеми мав спільні властивості з іншими об'єктами. Це дозволяє формувати єдину картину онтологічного опису екологічних процесів та систем. Більш того, можна стверджувати, що трансдисциплінарна онтологія екосистеми визначає детерміноване упорядкування хаотичності у взаємодії екологічних об'єктів як синергетичної системи [12]. Тобто, будь-яка екологічна система може бути представлена у вигляді взаємодії організованих макро- та мікросистем, які характеризуються нерівноважністю – станом, далеким від абсолютної стабільності та незмінності, відкритістю – здатністю обмінюватися з довкіллям речовиною,

енергією та інформацією, нелінійністю – розвитком системи під впливом багатьох факторів. І ця хаотичність може бути визначена станами множинної упорядкованості взаємодії між цими мікро- та макро-системами.

Висновки. Існуюча на сьогодні проблема інтегрованого використання розподіленої екологічної інформації являє собою комплекс складних технологічних задач. Об'єднання засобів вирішення задач щодо забезпечення інтеграції екологічних систем потребує узгодження та синхронізації відповідних форматів інформаційних масивів, які відображають їх стани. Таке узгодження можливе при врахуванні множинної упорядкованості станів взаємодії екологічних систем.

Тому використання методології трансдисциплінарного відображення станів взаємодії екологічних процесів спроможна забезпечити роз'язування проблем інтегрованого використання

розподіленої екологічної інформації. Одним із головних інструментів трансдисциплінарного відображення інформації, яка характеризує стани взаємодії екологічних систем, є таксономічні категорії, які за рахунок множинних гіпервідношень упорядкованості між об'єктами та процесами

екологічних систем забезпечують їх часткову семантичну інтеграцію. Таксономії володіють властивостями стійкості щодо їх семантичного поширення і тому спроможні забезпечити коректну трансдисциплінарну інтерпретацію екологічних процесів.

Література

1. Хакен, Г. Информация и самоорганизация. Макроскопический подход к сложным системам / Г. Хакен. – М.: Мир, 1991. – 240 с.
2. Лоскутов, А. Ю. Основы теории сложных систем / А. Ю. Лоскутов, А. С. Михайлов. – Ижевск: НИЦ «Регулярная и стохастическая динамика», 2007. – 612 с.
3. Князева, Е. Н. Трансдисциплинарные стратегии исследований / Е. Н. Князева // Вестник ТГПУ, 2011. – №10. – с. 193-201.
4. Мокий, М. С. Трансдисциплинарная методология в экономических исследованиях: автореф. дис. на соискание ученой степени д-ра эконом.наук: спец. 08.00.01 «Экономическая теория» / М. С. Мокий; Российская экономическая академия им. Г. В. Плеханова. – М., 2010 – 50 с.
5. Малишевский, А. В. Качественные модели в теории сложных систем / А. В. Малишевский. – М.: Наука. Физматлит, 1998. – 528 с.
6. Палагин, А. В. Онтологические методы и средства обработки предметных знаний / А. В. Палагин, С. Л. Крытый, Н. Г. Петренко. – Луганск: Изд-во ВНУ им. В. Даля, 2012. – 323 с.
7. Шаталкин, А. И. Таксономия. Основания, принципы и правила / А. И. Шаталкин. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. – 600 с.
8. Фолта, Я. История естествознания в датах: хронологический обзор / Я. Фолта, Л. Новы // Jaroslav Folta, Luboš Nový. Dejiny prírodných vied v dátach. Chronologický prehľad. - Bratislava, Smena, 1981 / Пер. со словац. З. Е. Гельмана; Предисл. и общ. ред. А. Н. Шамина. — М.: Прогресс, 1987. — 496 с.
9. Попова М. А. Методика формування та використання комп'ютерних онтологій в галузі екологічної освіти / М. А. Попова. – К.: «СІТІПРІНТ», 2013. – 200 с.
10. Справочная книга по математической логике. В 4-х частях / под ред. Дж.Барвайса. – Ч.ІІІ. Теория рекурсии: Пер. с англ. – М.: Наука. Главная редакция физико-математической литературы, 1982. – 360 с.
11. Миркин, Б. Г. Проблема группового выбора / Б. Г. Миркин. – М.: Наука, 1974. – 256 с.
12. Ільїн Л. В. Лімнокомплекси Українського Полісся. У 2 т. Т. 1: Природничо-географічні основи дослідження та регіональні закономірності; за ред. В. М. Пашенка / Л. В. Ільїн. – Луцьк: Ред.-вид. відд. “Вежа” Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки, 2008. – 316 с.
13. Князева, Е. Н. Основания синергетики // Е. Н. Князева, С. П. Курдюмов. – СПб.: Алетей, 2002. — 414 с.

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

УДК 631.461 :631.33:557.47

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН НАКОПИЧЕНИХ ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД М. КИЄВА

Бондар О.І.¹, Лозовицький П.С.¹, Машков О.А.¹, Лозовицький А.П.²

¹Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ,
dei2005@ukr.net

²ТОВ «Географіка»,
вул. Голосіївська, 18, 03039, м. Київ

Досліджено хімічний склад, наявність поживних для сільськогосподарських культур речовин, чисельність мікроорганізмів та рівні забруднення важкими металами і радіонуклідами осадів стічних вод очисних споруд м. Київ. Проведено їх оцінювання за можливістю застосування як органічних добрив. Основними екологічними ризиками, що обмежують застосування осадів стічних вод для поліпшення родючості ґрунтів, є високі концентрації в них нітратів та важких металів. *Ключові слова:* хімічний склад, поживні речовини, чисельність мікроорганізмів, важкі метали, радіоактивність, осад стічних вод.

Экологическое состояние накопленных осадков сточных вод г. Киева. Бондарь А.И., Лозовицкий П.С., Машков О.А., Лозовицкий А.П. Исследованы химический состав, наличие питательных для сельскохозяйственных культур веществ, численность микроорганизмов и уровни загрязнения тяжелыми металлами и радионуклидами осадков сточных вод очистных сооружений г. Киева. Проведена их оценка по возможности применения в качестве органического удобрения. Основными экологическими рисками, сдерживающими применение исследованных осадков сточных вод в качестве органических удобрений, являются высокие концентрации в них нитратов и тяжелых металлов. *Ключевые слова:* химический состав, питательные вещества, численность микроорганизмов, тяжелые металлы, радиоактивность, осадки сточных вод.

Ecological status of accumulated sewage sludge in Kiev. Bondar O., Lozovitsky P., Mashkov O., Lozovitsky A. The chemical composition, the presence of nutrients for crops substances, the number of microorganisms and contamination levels of heavy metals and radionuclides sewage sludge treatment facilities in Kiev and evaluations carried out on the possibility of use as organic fertilizer. The main environmental risk hindering research applications of sewage sludge as organic fertilizers are high concentrations of nitrates in them, and heavy metals. *Key-*

words: chemical composition, nutrients, the number of microorganisms, heavy metals, radioactivity, sewage sludge.

Вступ

Система каналізації м. Києва має 2500 км каналізаційних мереж і колекторів, 33 каналізаційні насосні станції різних рівнів значення (від районного до міського) та Бортницьку станцію аерації. Бортницька станція аерації (БСА) — складний комплекс інженерних споруд, обладнання та комунікацій, призначений для повної біологічної очистки стічних вод та обробки затриманих забруднень. БСА було введено в дію у 1965 р. Після закінчення будівництва 3-ої черги (1992 рік) потужність станції досягла 1800 тис. м³ на добу. Надходження стічних вод на станцію становить

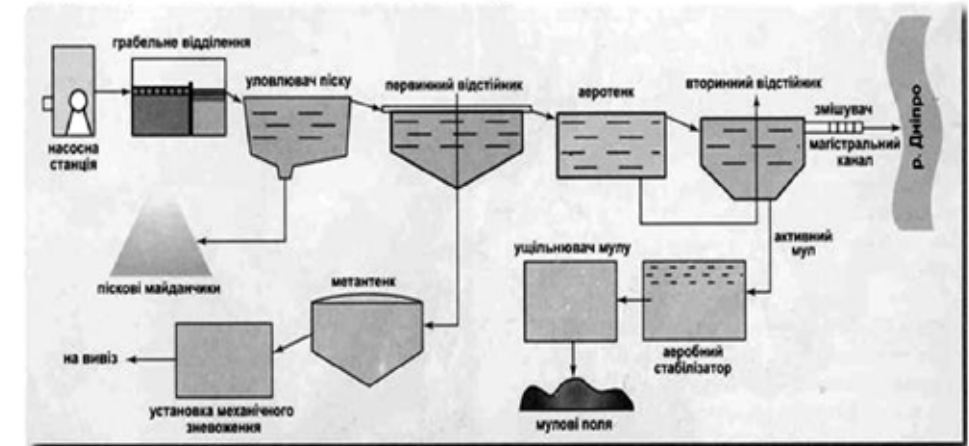
решітки з механічними граблями, пісколовки, первинні відстійники.

Комплекс біологічної очистки стічних вод складається з аеротенків, в яких відбувається біологічне окислення розчинених у воді органічних речовин активним мулом та вторинних відстійників, де відбувається механічне розділення активного мулу та очищеної стічної води (рис. 1).

Біологічно очищена стічна вода скидається в магістральний канал і далі у р. Дніпро нижче м. Києва.

Забруднення, затримані при очищенні стічних вод, видаляються різними способами: 1) пісок, затриманий у пісколовках, гідроелеваторами видаляється на піскові майданчики, де

Схема очистки стічних вод Бортницькою станцією аерації



близько 1300 тис. м³ на добу. Усього за рік на спорудах БСА очищується 470 млн м³ стічних вод.

Технологічний процес очистки стічних вод складається з механічного і біологічного очищення. При механічному очищенні застосовують:

зневоднюється, а потім вивозиться за-
собами механізації; 2) сирий осад і
жироплаваючі речовини з первинних
відстійників видаляються в метантен-
ки для зброджування в термофільних
умовах з наступним зневодненням на
центрипресах або перекачуються на
мулові поля; 3) надлишковий актив-

ний мул із вторинних відстійників видаляється на обробку в аеробних стабілізаторах; 4) стабілізований активний мул ущільнюється в мулоущільнювачах, а потім перекачується на мулові поля для зневоднення.

Активний мул – кінцева стадія переробки побутових стічних вод з допомогою біотехнічних методів, в основі яких аеробні і анаеробні процеси біологічного очищення. Сирі осад стічних вод мають невисоку концентрацію твердих компонентів. Одним із способів їх ущільнення і обезводнення є відстоювання. Також застосовують хімічні коагулянти. Зазвичай, це неорганічні солі, вапно, органічні полімери. Концентрування мулу відбувається у спеціальних відстійниках (аеротенках) протягом 24 годин, після чого видаляється основна частина надмулової рідини. Частинки активного мулу являють собою суміш бактерій і найпростіших. Анаеробне бродіння мулу використовується для зменшення його маси та зниження кількості патогенної мікрофлори. При цьому використовуються процеси, в яких мікроорганізми не мають доступу до вільного кисню. Анаеробні процеси протікають в септиках та метантенках, де відбувається бродіння органічних компонентів активного мулу. Пізніше, на кінцевій стадії утилізації на мулових полях, де значні маси мулу перебувають в умовах звалища без доступу повітря, анаеробні процеси посилюються. В процесі бродіння складні органічні молекули під дією бактерій розкладаються на простіші, переважно леткі жирні кислоти. В свою чергу далі відбувається розкладання кислот до метану CO "метаноутворюючими" бактеріями.

Заброджений осад та ущільнений стабілізований мул перекачують на мулові поля для подальшого сушіння в природних умовах. Загальний об'єм осадів, що перекачується на мулові поля, становить 12000 м^3 цілодобово з вологістю 97 – 98 %.

Постановка проблеми

Суть проблеми полягає в тому, що село територіально розташоване на відстані 12 км від Бортницької станції аерації, де здійснюють біохімічне очищення господарських і побутових стоків Києва. Традиційні методи переробки стічних каналізаційних вод спричиняють утворення значної кількості твердих відходів, які відкладають на мулових полях. Осад та надлишковий активний мул, якого утворюється понад 9 тис. т щодоби, відправляють на мулові поля, які заповнені на третину більше допустимої норми. На полях в околицях с. Ревне зараз накопичено 9 млн кубів осаду та мулу, сумарна площа яких становить 272 га. Мешканці села виявилися «заручниками» індустріального розвитку м. Києва.

Осади в необробленому вигляді протягом десятків років зливалися на переобтяжені мулові площадки, у відвали, водосховища, кар'єри, що призвело до порушення екологічної безпеки й умов життя населення.

Відомо, що до березня 1990 р. практикували застосування мулів в якості органічних добрив на полях радгоспу «Комунар» (тепер КСП Ревне). На поля господарства було вивезено близько 20 тис. тонн мулових відходів, що становить близько 1 кг/м^2 . Окрім того, до 1991р. практикували полив ґрунтів та

сільськогосподарських рослин стічними водами в межах Бортницької зрошувальної системи. Застосовані мулові відходи, стічні поливні води на значних площах спричинили забруднення ґрунтів та ґрунтових вод токсичними сполуками, патогенною мікрофлорою, яка здатна проявляти себе протягом тривалого часу.

Після заборони на вивіз основним джерелом забруднення довкілля села Ревне є мулові карти, з поверхні яких у повітря виділяються леткі органічні і неорганічні продукти, а також забруднюються ґрунтові води, які потім дренаються у річку Дніпро.

Дослідження атмосферного повітря с. Ревного показали, що вміст сірководню тут перевищує ГДК у 8-25 разів. Сірководень викликає відчуття неприємного запаху, головні болі, сльозоточивість, світлобоязнь, нежить. Тривалий і систематичний їхній вплив на людину спричиняє зниження імунної реактивності організму, збільшує неспецифічну захворюваність, у тому числі катарамі верхніх дихальних шляхів, ангінами, пневмоніями, неврозами. Має місце також і ембріональний ефект [7,13,14].

Вміст сірчистого газу SO_2 у повітрі перевищує ГДК у 64-184 рази, викликає у людей подразнення очей, горла, захворювання верхніх дихальних шляхів, порушує обмінні процеси в організмі, викликає захворювання серцево-судинної системи, антитоксичну функцію печінки, порушує діяльність нирок, знижує імунітет організму [7,13,14].

У воді колодязів села надзвичайно високий уміст заліза $1,5 \text{ мг/дм}^3$ (ГДК 0,2), цинку 7,8 (ГДК = 5,0), нітратів 656 (ГДК = 45,0), магнію $88,8 \text{ мг/дм}^3$ (ГДК = 80 мг/дм). Загальна лужність

води сягає $22,2 \text{ мг-екв/дм}^3$ за нормою 7,0 [7,13].

Ця екологічна проблема надзвичайно актуальна, оскільки мулові карти до цього часу є діючими і становлять загрозу для здоров'я людей не лише с. Ревного та прилеглих сіл, але й можуть стати причиною глобальної екологічної катастрофи для України.

Мета та завдання досліджень

Мета досліджень – визначення хімічного складу ОСВ для оцінки можливості використання їх або їхніх похідних як органічних добрив та виявлення можливих негативних впливів на здоров'я людей та стан довкілля [24].

Завдання досліджень:

- визначити вмісту основних елементів живлення рослин в ОСВ, їх рухомість та співвідношення;
- вивчити фізико-хімічні властивості ОСВ;
- визначити вміст токсичних елементів (важкі метали) в ОСВ, їх рухомість та співвідношення;
- визначити активність природних та штучних радіонуклідів в ОСВ та провести їх радіаційно-екологічну оцінку;
- дати оцінку можливій небезпеці застосування ОСВ як органічних добрив для фізико-хімічних властивостей ґрунтів, здоров'я людей та екологічного стану довкілля.

Методика досліджень

Дослідження хімічного складу ОСВ проводили стандартними та стандартизованими методами та за методиками, що використовуються для проведення агрохімічних, еколого-

токсикологічних та радіологічних досліджень ґрунтів, добрив, продукції рослинництва [1, 9, 24].

У зразках ОСВ (з мулових полів) і в гної за допомогою багатоканального аналізатора імпульсів «NOKIA» із напівпровідниковим детектором GEM-30,190 фірми «ORTEC» (США) проведено за стандартною методикою γ -спектрометричні визначення питомої активності штучних радіонуклідів ^{134}Cs і ^{137}Cs і супутніх природних радіоізотопів ^{155}Eu , ^{40}K , ^{228}Ra і Th [18-20].

Чисельності мікроорганізмів у зразках вихідних осадів стічних вод, гною ВРХ визначали в Інституті сільськогосподарської мікробіології УААН за загальноприйнятими в мікробіології методиками [10, 23]. Розрахунок кількості мікроорганізмів проводили на 1 г сухого субстрату з урахуванням вологості відповідних зразків, визначених водночас з мікробіологічними посівами. В усіх субстратах визначали чисельність різних груп мікроорганізмів: бактерії, що засвоюють переважно мінеральні (середовище КАА), у тому числі актиноміцети, та органічні (середовище МПА) сполуки азоту, азотфіксувальні бактерії на середовищі Ешбі, азотобактер на середовищі Федорова (методом обростання грудочок субстрату), фосфатмобілізувальні бактерії на середовищі Муромцева, гриби на середовищі Чапека-Докса. Визначали коефіцієнти мінералізації та іммобілізації азоту в субстратах (співвідношення чисельності бактерій, що засвоюють переважно мінеральний

азот до кількості аммоніфікаторів) [29]. В основу оцінки параметрів чисельності групового складу мікроорганізмів в осадах стічних вод і продуктах їх переробки закладено порівняльний метод, за яким показники чисельності мікроорганізмів у традиційному органічному добриві (контрольний варіант) порівнювали з показниками у досліджуваних субстратах [12].

Результати досліджень та їх обговорення

Хімічний склад осадів стічних вод

Елементарний склад сухої речовини осадів коливається в широких межах. Суха речовина сирих осадів має такий склад (% маси сухої речовини осаду): 35,4-87,8 С; 4,5-8,7 Н; 0,2-2,7 S; 1,8-8,0 N; 7,6-35,4 O; суха речовина активного мула містить, %: 44,0-75,8 С; 5,0-8,2 Н; 0,9-2,7 S; 3,3-9,8 N; 12,5-43,2 O.

За гранулометричним складом досліджувані осади стічних вод (ОСВ) є мулистими, близькими до природних алевритових мулів утворення, які містять помітну кількість домішок пелітового (глинистого) або піщаного матеріалу (табл. 1). Найбільш широко представлена фракція з розміром часток 0,05-0,01 мм. Уміст глинистих часток у осадах стічних вод коливається в межах 20-40 %. Через це вони можуть впливати на зниження водно-фільтраційних характеристик ґрунтів і зниження аерації при використанні їх як органічних добрив на ґрунтах лівобережжя Дніпра.

Таблиця 1. Гранулометричний склад і деякі фізико-хімічні властивості ОСВ

Значення	Об'ємна маса, г/дм ³	Гранулометричний склад мм, %						Зольність, %	Втра-ти при обробці, %	Гумус, %	Карбонати, %	рН водне
		0,5-0,25	0,25-0,1	0,1-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	<0,005					
Мінімальне	1,98	1,0	1,0	1,0	28,0	3,0	14,0	49,0	4,0	0	0	6,4
Максимальне	2,61	27,0	25,0	24,0	59,0	19,0	28,0	55,9	50,3	37,5	5,0	7,8
Середнє	2,305	10,0	9,83	4,83	39,67	9,50	23,42	52,4	26,38	16,29	2,35	7,2

Досить значною є мулиста фракція (<0,005 мм), особливо у зразках тривалого періоду зберігання, що свідчить про значний вміст у цій фракції дрібнодисперсної органічної речовини у вигляді гумусу. Аналогічні результати одержано для осадів стічних вод Дніпропетровська та Запоріжжя [28].

Осади мають слабо кислу й нейтральну реакцію та помітну кількість загальної органічної речовини, яка майже на 50 % складається з гумусоподібних форм.

Мінеральна частина осадів містить сполуки оксидів кремнію, алюмінію, заліза, кальцію, магнію, калію, натрію, цинку, хрому, нікелю та ін. (табл. 2).

Таблиця 2. Хімічний склад мінеральної частини осаду

Уміст оксидів, %	Тип осаду		
	З первинних відстійників	Активний мул	Зброджена суміш осаду первинних відстійників і активного мулу
SiO ₂	21,4-55,9	17,6-33,8	27,3-35,7
Al ₂ O ₃	0,3-18,9	7,3-26,9	8,7-9,3
Fe ₂ O ₃	3,0-13,9	7,2-18,7	11,4-13,6
CaO	11,8-35,9	8,9-16,7	12,5-15,6
MgO	2,1-4,3	1,4-11,4	1,5-3,6
K ₂ O	0,7-3,4	0,8-3,9	1,8-2,8
Na ₂ O	0,8-4,2	1,9-8,3	2,6-4,7
SO ₃	1,8-7,5	1,5-6,8	3,0-7,2
ZnO	0,1-0,6	0,2-0,3	0,1-0,3
CuO	0,1-0,8	0,1-0,2	0,2-0,3
NiO	0,2-2,9	0,2-3,4	0,2-1,0
Cr ₂ O ₃	0,8-3,1	0-2,4	1,3-1,9

Одержані експериментальні дані показали, що вміст такого компоненту як кремнезем може коливатися в досить широких межах. Але в цілому за цим параметром, а також за зольністю і валовим умістом органічної речовини розглянуті ОСВ близькі до середньозольних торф'янистих ґрунтів.

У мулових відкладах з терміном витримки більше 2 років уміст глинозему (Al₂O₃) нижчий, а оксиду кальцію — вищий, ніж у зональних ґрунтах. Осади характеризуються високим умістом заліза. Цей факт необхідно враховувати при можливому використанні ОСВ як добрива,

оскільки відомо, що оксиди заліза можуть акумулюватись у певних ґрунтових горизонтах, взаємодіяти з ґрунтовими колоїдами і ґрунтовими розчинами, утворюючи системи, здатні блокувати надходження у коріння рослин поживних речовин і вологи. Такий фітотоксичний ефект виявляється при концентрації оксидів заліза у будь-яких ґрунтах, які перевищують 5–6% [16].

Мулові відклади осади стічних вод (порівняно з дослідженими ґрунтами) характеризуються високими валовими концентраціями загального азоту і фосфору (табл. 3). Відомо, що вміст фосфатів у зональних ґрунтах на лівобережжі Києва значно менший. Тому ОСВ м. Києва, які містять 1,7-3,9

% загального фосфору, могли б стати цінним фосфоровмісним добривом. Виявлено, що й рухомого фосфору у ОСВ значно більше, ніж у найбільш забезпечених ґрунтах регіону.

Для ОСВ характерний також підвищений вміст водорозчинних і доступних для живлення рослин N і K. З збільшенням тривалості зберігання ОСВ вміст амонійного азоту зменшується, а нітратного – зростає. Вочевидь, це пов'язано з процесами амоніфікації (з наступним вивітрюванням амонійного азоту у вигляді аміаку) і нітрифікації азотовмісних ОР. Для рухомих форм фосфору і калію такі зміни практично не відзначаються.

Таблиця 3. Хімічний склад осаду мулових полів міських очисних споруд м. Києва

Показник та одиниця виміру	Межі коливання значень	Середні значення
pH водневе	6,3 - 8,6	7,5
Сухий залишок, %	22,7 - 45,4	36,1
Зольність, %	49,0 - 55,9	52,4
Вуглець, %	15,6 - 26,4	21,3
Азот загальний, %	1,6 - 2,6	2,1
C:N	7 - 15	10
Азот, мг/кг:		
нітратний	3,5 - 33,6	19,6
аміаку	34,8 - 2010,8	768,9
Фосфор загальний, %	1,7 - 3,9	2,4
Фосфор рухомий, мг/100 г	290,0 - 1988,8	1008,5
Калій загальний, %	0,5 - 0,9	0,6

За вмістом доступних для живлення рослин форм NPK досліджені ОСВ значно перевищують регіональні ґрунти. Так, за калієм це перевищення сягає 4–12,4 рази. При цьому рівень валового вмісту калію в ОСВ нижчий, ніж у ґрунтах. Вивчені осади містять також у багато разів більше такого доступного для рослин інгредієнта як нітратний азот. Підвищені

концентрації нітратів понад оптимальний рівень ($\Gamma\text{ДК NO}_3^- = 130 \text{ мг/кг}$) несприятливо впливають на якість сільськогосподарської продукції. Тому при використанні ОСВ на сільгоспугіддях необхідно здійснювати постійний контроль загального вмісту нітратів [17].

Виходячи зі складу та вмісту поживних і органічних речовин,

найбільш поширеним у світі є використання ОСВ в якості органічних добрив. Їх цінність у багатьох випадках еквівалентна ґною і сапропелям. Уміст елементів живлення рослин у сухій речовині ОСВ становить: $N_{\text{заг.}}$ - 2-7 %; P_2O_5 - 1,5-7 %; K_2O - 0,15-0,35 %. Вміст гуміфікованих органічних речовин, які зумовлюють високі ґрунтоутворюючі чинники ОСВ, відповідно 50-70 %. Завдяки внесенню ОСВ в ґрунт відбувається підвищення вмісту гумусу, поліпшення воднево-фізичних властивостей і забезпеченості головними елементами живлення – азотом, фосфором, калієм [22, 27, 28].

У досліджуваних осадах стічних вод виявлено помітну кількість різних водорозчинних солей (від 0,47 до 1,52%).

Таблиця 4. Уміст основних легкорозчинних солей у мулових відкладах очисних споруд м. Києва

Значення показника	Од. вимірювання	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	NH_4^+	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	NO_3^-	Сума солей
Мінімальне	мг/кг	960	207	16,1	89,7	56,0	42,7	2899	10,6	0	4495,0
	%	0,10	0,02	0,002	0,01	0,006	0,004	0,30	0,001	0	0,47
Максимальне	мг/кг	3004	538	172	179	775	488	7795	1413	5625	15078,4
	%	0,30	0,05	0,02	0,02	0,08	0,05	0,78	0,14	0,56	1,52
Середнє	мг/кг	2329,3	235,8	96,8	139,8	289,2	128,2	5318,7	279,8	1282,8	10100,4
	%	0,243	0,022	0,011	0,015	0,030	0,013	0,532	0,028	0,128	1,022

Відомо, що за сумарним умістом різних водорозчинних солей ґрунти поділяються на кілька груп. У незасолених ґрунтах уміст таких солей менше 0,3%. У слабо- і середньозасолених ґрунтах цей показник змінюється в межах 0,3–1,0%. При вмісті солей 1,0–2,0% ґрунти є сильнозасоленими, більше 2,0% – солонча-

ками. Серед них переважають сульфати, нітрати, кальцій, амоній (табл. 4), тобто компоненти соляного складу переважно антропогенного походження. Виявлено, що сумарна засоленість ОСВ приблизно у 10-25 разів перевищує вміст легкорозчинних солей у ґрунтах Київської обл. Слід звернути увагу на досить високий вміст у ОСВ такого токсичного для рослин компонента як хлориди, а також підвищений валовий вміст сірки, скоріше за все, органічного і сульфатного походження. Вміст сірки у досліджених ОСВ на I -2 порядки перевищує цей показник у ґрунтах. Але оскільки сірки у ґрунтах практично не вистачає, то внесення ОСВ на сільськогосподарські угіддя покращить їх властивості за цим показником.

відсутність у вивчених осадах такої шкідливої домішки як сода.

Однак, при використанні ОСВ для різних цілей необхідно звернути увагу на такий токсичний для рослин елемент як хлор. У ОСВ м. Києва середні концентрації цього елементу помітно перевищують величину ГДК (0,01%), встановлену для ґрунтів сільсько-господарських угідь. Тому при різних способах утилізації ОСВ треба постійно контролювати можливе надходження у ґрунт хлоридів і водорозчинних солей в цілому. При цьому слід враховувати і сольовий резерв удобрюваних ґрунтів, який в умовах регіону є досить високим (75–80% від граничної межі (0,3%), за якою настає засолення ґрунту).

Сумарний вміст обмінних основ у поглинутому комплексі мулових відкладів є високим (35,2-87,0 мг-екв/100 г сухої речовини осадів) і помітно перевищує відповідну характеристику регіональних ґрунтів по-

близу Києва. Співвідношення кальцію і магнію у вбирному комплексі є сприятливим для магнієвого живлення рослин і становить 3:1 або 4:1. Відомо, що оптимальна величина такого співвідношення для ґрунтів перебуває у межах 3:1.

Висока вбирна здатність ОСВ, яка зумовлена підвищеним вмістом обмінних основ, є позитивною характеристикою таких субстратів, оскільки це сприяє поглинанню і обмеженню здатності до міграції багатьох токсичних інгредієнтів (наприклад, важких металів або радіонуклідів) як в ОСВ, так і в ґрунтах [11].

До найбільш небезпечних компонентів стічних вод і осадів стічних вод міст, у першу чергу, слід віднести важкі метали. У стічних водах великих промислових центрів виявляється до 20 металів, при цьому концентрації свинцю, хрому, миш'яку, кадмію та ін. нерідко перевищують ГДК (табл. 5) [2, 8, 22, 25-28].

Таблиця 5. Вміст важких металів у ОСВ деяких міст України

Назва елементу	Уміст важких металів, мг/кг сухої речовини							
	м. Суми	м. Київ	м. Дніпро-пет-ровськ	м. Харків, БКБО	м. Харків, ДКБО	м. Запо-ріжжя	м. Луцьк	м. Лу-ганськ
Кадмій (Cd)	14,22	55,00	27,5	6,44	8,83	10,52	6,3	18,93
Кобальт (Co ²⁺)	3,99	10,2	70,88	-	-	-	81,4	34,13
Нікель (Ni ²⁺)	223,2	280,0	517,75	160,0	294,58	414,85	13,0	149,0
Стронцій (Sr)	-	-	215,5	104,50	116,67	136,47	-	-
Свинець (Pb ²⁺)	87,21	650,0	172,13	172	243,83	100,16	365,0	92,73
Хром (Cr ³⁺)	421,23	1130,0	1749,38	-	-	614,4	93,6	-
Мідь (Cu ²⁺)	373,51	740,0	682,63	675	1379,2	1101,0	484,0	287,0
Марганець (Mn ²⁺)	171,49	2460,0	-	745,3	940,83	-	273,0	338,0
Цинк (Zn ²⁺)	1078,05	1960,0	2321,13	847,0	893,33	1338,22	561,0	372,67
Залізо (Fe)	-	20650,0	94800	13500	22833	34625	1262,0	17408,3
Миш'як	-	-	3,7	-	-	9,82	-	-
Бром	-	-	20,79	-	-	24,24	-	-
Ртуть	-	-	-	-	-	9,01	0,55	-

Примітка: достовірні дані відсутні.

У мулових відкладах виявлено високий вміст сполук заліза, який перевищує аналогічний показник для ґрунтів у 4-6 разів. ОСВ м. Києва за вмістом кадмію, свинцю, марганцю значно перевищують ОСВ інших великих міст України – Дніпропетровська, Запоріжжя, Харкова, Луганська.

При порівнянні вмісту важких металів у ОСВ м. Києва на початку їхнього складування (1973 р.) за даними Хруської [26] і одержаними в останні 5-7 років, помітні масштабні зміни в якісному і кількісному складі мулів Бортницької станції аерації. Вміст цинку виріс у 2400 разів, хрому – 3500, марганцю – 4000, свинцю – 7000 разів. З'явилися нові, раніше не виявлені, токсичні метали в значних кількостях. Дані дослідження підтверджують високу забрудненість ґрунтів важкими металами.

У зарубіжних країнах 35-40 % загальної кількості утворених осадів використовують як добрива. Збільшення кінцевого розміщення ОСВ, на думку багатьох фахівців, є більш прийнятним як екологічно, так і економічно, за умови забезпечення цілковитої безпеки лю-

дей, тварин, рослин і навколишнього середовища загалом [3, 16]. У 13 індустріально розвинутих країнах Європи та США більше 30 % їх використовується в якості добрива. Так, у Люксембурзі в сільському господарстві використовують близько 90 % річного виходу ОМСВ, у Швейцарії – 70, Німеччині – 30, США – 26, Франції – 23 %. Широкого вжитку набули осади в Канаді, Великобританії, Японії, Фінляндії, Швеції, Польщі, Болгарії та інших країнах [16]. У Російській Федерації застосовують менше 10 % осадів, з яких тільки 4-6 % у сільському господарстві. В країнах ЄС діють численні директиви, що дозволяють окремим державам уніфіковано сприймати трактування екологічних проблем. Використання осадів стічних вод у сільському господарстві європейських країн базується на Директиві 86/278, яка встановлює обмеження для концентрації важких металів, присутніх в ОСВ, та розмежовує умови застосування осадів стічних вод. Осад має постійно перевірятися на вміст концентрації важких металів й інших шкідливих сполук (табл. 6).

Таблиця 6. Гранично допустимий вміст мікроелементів в осадах стічних вод населених пунктів, дозволених до утилізації в якості добрива, мг/кг

Країна	Cd	Zn	Cu	Ni	Cr	Pb	Hg	As	Co	Mn	Mo	Se
Росія	30	4000	1500	400	1200	1000	15	20	н/н	2000	н/н	н/н
Україна	30	2500	1500	200	750	750	15	н/н	100	2000	н/н	н/н
США	39	2800	1500	420	1200	300	17	41	н/н	н/н	18	36
Австрія	10	2000	500	200	500	500	10	100	100	н/н	н/н	н/н
Бельгія	10	2000	500	100	500	300	10	10	20	500	н/н	25
Данія	8	2000	300	20	40	485	6	н/н	6	н/н	н/н	н/н
Канада	20	2000	н/н	180	н/н	500	5	75	150	н/н	20	14
Нідерланди	10	3000	600	100	500	500	10	10	н/н	н/н	н/н	н/н
Франція	20	3000	1000	200	1000	800	10	н/н	20	н/н	н/н	100
Германія	5	2000	800	200	900	900	8	н/н	н/н	н/н	н/н	н/н
Швеція	15	10000	3000	500	1000	300	8	н/н	50	н/н	н/н	н/н
Швейцарія	30	3000	100	200	1000	1000	10	н/н	100	н/н	н/н	н/н

Примітка: н/н не нормується

Незважаючи на окремі негативні твердження, використання органічних осадів як нетрадиційних добрив з метою збільшення родючості ґрунтів є одним із можливих варіантів вирішення проблеми їх розташування, оскільки повернення відходів переробки у сільськогосподарські та міські землі є вагомим чинником замикання кругообігу речовин у природі [6,22]. В Україні з 6-12 % всіх утворених осадів, які взагалі знаходять вторинне використання, в сільському господарстві вживається не більше 1/3.

У досліджуваних ОСВ виявлено значну кількість таких забруднюючих речовин як нафтопродукти і СПАР. Уміст нафтопродуктів у мулах приблизно на порядок більший, ніж у відібраних зразках ґрунтів і становить 0,17-1,41 г/кг сухої речовини (у середньому 0,536 г/кг сухої речовини). Наявність нафтопродуктів у мулах очисних споруд свідчить про те, що фракції нафтових вуглеводнів з високою температурою кипіння досить стійкі до біохімічного руйнування і вилучаються з стічних вод переважно за рахунок сорбції на завислих частках і частках надлишкового активного мулу [28]. Найбільші концентрації нафтопродуктів виявлено у свіжоутворених ОСВ. Зі збільшенням терміну витримки мулів їх концентрації дещо зменшуються і потім стабілізуються.

Вміст СПАР у ОСВ приблизно на порядок вищий, ніж у ґрунтах. Уміст аніонноактивних СПАР у осадах змінюється в межах 0,1-0,27 г/кг сухої речовини, катіонноактивних – 0,1-0,3, неіоногенних – не виявлено.

Радіоактивність осадів стічних вод

У 1973 р. параметри сумарної радіоактивності ОСВ Бортницької станції аерації БАТ «АК «Київводоканал» становили 0,21 Бк/кг [27], а після аварії на ЧАЕС – зросли до 85,1 Бк/кг (за [26]) та 37 Бк/кг (за [2]). За результатами екологічної паспортизації ОСВ міських станцій аерації у післячорнобильський період встановлено, що параметри питомої активності ОСВ Бортницької станції аерації БАТ «АК «Київводоканал» були такими: для ^{137}Cs – 33,7 Бк/кг, для ^{90}Sr – 11,8 Бк/кг [8]. Вважається недоцільним застосування на ґрунтах ОСВ тих міст, що розташовані в 100-кілометровій зоні впливу аварії на ЧАЕС, через небезпеку радіоактивного забруднення земель [2, 15, 18, 19, 26]. Тому необхідне детальніше дослідження сучасних параметрів радіоактивності ОСВ Бортницької станції аерації БАТ «АК «Київводоканал» для обґрунтування екологічної доцільності їх використання на добриво та (або) як сировини для їх виробництва.

Слід наголосити, що у віддалений післячорнобильський період в ОСВ відмічено зменшення параметрів питомого вмісту ^{137}Cs (14,40 Бк/кг) порівняно з ранніми післяаварійними роками (31,9–33,7 Бк/кг) [2, 26]. Активність радіонуклідів у ОСВ представлено таким спадаючим рядом: ^{40}K (73%), ^{137}Cs (12%), Th (9%), ^{228}Ra (5%) і ^{155}Eu (1%). У ОСВ не було виявлено ^{134}Cs (табл. 7) [5].

Таблиця 7. Радіологічні показники осадів стічних вод м. Києва та їх сумарна активність (усередньому) [5]

Субтракт	Активність радіонуклідів, Бк/кг						Сума γ-квантів, Бк/кг
	^{155}Eu	^{134}Cs	^{137}Cs	^{40}K	Th Nat	^{228}Ra Nat	
ОСВ	0,95	-	14,40	90,72	11,25	5,92	123,24
	1,00*	-	12	73	9	5,0	100,0
Гній ВРХ	-	0,25	6,15	99,8	1,16	3,76	111,12
	-	0,2	5,5	90,0	1,0	3,3	100

Примітка: * наведено внесок радіонукліду (%) в сумарну радіоактивність

Санітарно-бактеріологічні і мікробіологічні показники осадів стічних вод

Бактеріологічні та гельмінтологічні показники, на відміну від хімічних, є прямими показниками ступеня фекального забруднення води, ґрунту та інших об'єктів навколишнього середовища. Ці показники слід віднести до найважливіших характеристик при встановленні можливості використання ОСВ як добрив. У багатьох випадках вони практично повністю визначають вибір способів попередньої підготовки і оптимізації складу ОСВ, технології їх внесення під різні сільськогосподарські культури.

Найбільшим забрудненням характеризуються свіжоутворені та змішані ОСВ. У зразках, які витримані 2 роки і більше, вміст цих мікроорганізмів близький до їх вмісту в ґрунті. Для цих зразків характерний також найбільший вміст БГКП (бактерій групи кишкової палички). За цими показниками вони характеризуються як "сильно забруднені" і "надзвичайно небезпечні" у санітарно-бактеріологічному відношенні.

Мікробне число (кількість сапрофітів) для ОСВ, витриманих на мулових майданчиках кілька років, практично відповідає аналогічній характеристиці досліджених ґрунтів (до 0,9). У всіх зразках ОСВ і ґрунтів виявлені також патогенні

мікроорганізми групи кишкових інфекцій, у тому числі й сальмонели. Отже, ОСВ з досить тривалим терміном витримки (а також ґрунти) можуть бути охарактеризовані як "слабо забруднені відносно безпечні". Використання таких ОСВ як добрив або сировини для приготування не погіршує санітарно-бактеріологічні характеристики ґрунту сільгоспугідь [4].

Одночасно повного знезараження ОСВ не відбувається. Про це свідчить наявність в окремих пробах деякої кількості життєздатних личинок стронгілоїд, низьке значення колі-титру у свіжих ОСВ, підвищене мікробне число і значна кількість фекальних бактерій у деяких досліджених зразках. Тому епідеміологічно безпечна утилізація даних ОСВ вимагає реалізації додаткових заходів з їх дозозараження. До таких заходів можна віднести обробку ОСВ простими знезаражуючими реагентами (аміаком, вапном тощо).

Встановлено, що партії осадів стічних вод, експериментальних органо-мінеральних сумішей (ОМС) і гною ВРХ значно відрізнялися за абсолютними показниками вмісту мікроорганізмів. Так, чисельність мікроорганізмів, що засвоюють переважно органічні сполуки азоту, є найбільшою в гної ВРХ і дещо меншою – в осадах стічних вод.

Виконані мікробіологічні дослідження ОСВ показали, що найбільш інтенсивно мікробіологічна активність таких субстратів виявляється у перші 6–

12 місяців. Ці періоди характеризуються перш за все високою активністю мінералізаційної групи, в тому числі амоніфікаторів, олігонітрофілів, бактерій, які використовують азот мінеральних сполук.

Невисокою є інтенсивність мінералізаційних процесів у напівперепрілому гної ВРХ, осадах стічних вод. Інтенсивність мінералізаційних процесів в осадах стічних вод становить 0,51-0,80, у гної великої рогатої худоби – 0,81-1,13. Вважається [29], що показники коефіцієнтів мінералізації та імобілізації нижчі за 1,0 свідчать про переважання синтетичних процесів над мінералізаційними, а значне перевищення цього показника відображає протилежну залежність.

Найбільша кількість стрептоміцетів присутня у гної ВРХ незалежно від досліджуваної партії цього субстрату. Приблизно на половину меншою (але на досить високому рівні – мільйони КУО в 1 грам) є чисельність цих мікроорганізмів в осадах стічних вод. Отже внесення гною ВРХ та осадів стічних вод у ґрунти буде сприяти процесам гумусоутворення.

При визначенні в досліджуваних субстратах чисельності азотфіксуювальних бактерій встановлено, що найбільша їх кількість присутня у гної ВРХ, дещо нижча – в осадах стічних вод.

Несподівано вищою в осадах стічних вод, порівняно до гною ВРХ, виявилася кількість такого представника мікроорганізмів як азотобактер. В осадах стічних вод кількість азотобактера більша, ніж у гної ВРХ, майже в два рази. Оскільки азотобактер є одним із найбільш вразливих мікро-організмів до дії антропогенних забруднювачів і індикатором відсутності фітотоксичності [21,30,31], то можна вважати,

що осади стічних вод та продукти їх переробки є цілком оптимальними в цьому відношенні.

При аналізі показників чисельності фосфатмобілізуювальних мікроорганізмів у субстратах встановлено, що найбільша їх кількість присутня в гної ВРХ – 63,9 млн КУО/1 г сухої речовини. Досить високим, хоча й нижчим за показники контрольного субстрату приблизно в два рази, є вміст фосфатмобілізаторів у осадах стічних вод.

При вивченні чисельності мікроскопічних грибів у досліджуваних об'єктах встановлено, що найбільша їх кількість налічується в контрольному субстраті – 398,9 тис/КУО на 1 г сухої речовини (гної ВРХ). Осади стічних вод помітно поступаються за цим показником традиційному органічному добриву – 174,4 тис/КУО на 1 г сухої речовини [4].

Позитивним при цьому є те, що осади стічних вод та продукти їх переробки не можуть бути тими субстратами, які містять патогенні форми мікроміцетів, оскільки умови для їх розвитку несприятливі. Цей висновок є цікавим і цінним, оскільки перспектива використання нових добрив повинна оцінюватися і за можливим їх впливом на розвиток захворювань сільськогосподарських культур, частину з яких спричиняє інтенсивний розвиток патогенних форм мікроміцетів [4].

Встановлено, що технологічно підготовлені осади стічних вод Бортницької станції аерації ВАТ АК«Київводоканал» як субстрат прийнятні для розвитку мікроорганізмів різних еколого-трофічних груп. За чисельністю мікроорганізмів окремих груп ці відходи поступаються традиційному органічному добриву. Проте вони переважають його за кількістю азотобактера і характеризуються значно меншим умістом

мікроміцетів, що з позицій агрономії є надзвичайно цінною ознакою.

У цілому, за мікробіологічними показниками осади стічних вод і продукти їх переробки придатні для використання на добриво у землеробстві.

Висновки

Щодоби при очищенні стічних вод м. Києва утворюється понад 9 тис. т мулу, який складують у картах на полях в околицях с. Ревне. При цьому карти заповнені втричі більше допустимої норми, де накопичено 9 млн кубів осаду та мулу, сумарна площа полів становить 272 га.

За гранулометричним складом досліджувані ОСВ є мулистими, близькими до природних алевритових мулів утворення, які містять помітну кількість домішок пелітового (глинистого) або піщаного матеріалу. Вміст глинистих часток у осадах стічних вод коливається в межах 20-40 %. Отже вони можуть впливати на зниження водно-фільтраційних характеристик ґрунтів і зниження аерації при використанні їх як органічних добрив на лівобережжі Дніпра.

Осади мають слабокислу й нейтральну реакцію та помітну кількість загальної органічної речовини, яка майже на 50 % складається з гумусоподібних форм. За зольністю і валовим умістом органічної речовини розглянуті ОСВ близькі до середньозольних торф'янистих ґрунтів.

ОСВ характеризуються високим умістом оксидів заліза. При використанні ОСВ як добрива оксиди заліза можуть акумулюватися у певних ґрунтових горизонтах, взаємодіяти з ґрунтовими колоїдами і ґрунтовими розчинами, утворюючи системи, здатні блокувати надходження у коріння рослин поживних речовин і вологи.

Мулові відклади осадів стічних вод м. Києва характеризуються високими валовими й рухомими концентраціями загального азоту і фосфору, значно вищими, ніж їх уміст у зональних ґрунтах лівобережжя Києва.

Зі збільшенням тривалості зберігання ОСВ уміст амонійного азоту зменшується, а нітратного — зростає. Для рухомих форм фосфору і калію такі зміни практично не відзначаються.

У досліджуваних осадах стічних вод виявлено помітну кількість різних водорозчинних солей (від 0,47 до 1,52%). Серед них переважають сульфати, нітрати, кальцій, амоній. Сумарна засоленість ОСВ приблизно у 10-25 разів перевищує вміст легкокорозійних солей у ґрунтах Київської обл. Досить високий уміст у ОСВ токсичних для рослин компонентів хлориду і сірки. Досліджувані ОСВ є середньо- і сильно засоленими. Засолення носить сульфатно-кальцієвий характер.

Карбонатність ОСВ невелика і відсутня сода.

Сумарний вміст обмінних основ у поглинутому комплексі мулових відкладів є високим (35,2-87,0 мг-екв/100 г сухої речовини осадів) і помітно перевищує відповідну характеристику регіональних ґрунтів поблизу Києва. Співвідношення кальцію і магнію у вбирному комплексі є сприятливим для магнієвого живлення рослин і становить 3:1 або 4:1.

В ОСВ м. Києва виявлено високі концентрації свинцю, хрому, миш'яку, кадмію та ін., які негативно впливають на розвиток сільськогосподарських рослин і можуть накопичуватися в їх продукції.

У досліджуваних ОСВ виявлено значну кількість таких забруднюючих речовин як нафтопродукти і СПАР.

Порівняно з 1973 р. ОСВ м. Києва мають досить високі параметри сумарної радіоактивності.

Загалом за мікробіологічними показниками осади стічних вод і продукти їх переробки придатні для використання на добриво у землеробстві.

Отже, сьогодні не рекомендовано ОСВ м. Києва використовувати для удобрення ґрунтів у непідготовленому вигляді. Їх необхідно очищати від важких металів, радіоактивності, розбавляти, компостувати, зброджувати на біогаз або спалювати для отримання енергетичних ресурсів.

Література

1. Аринушкина Э.В. Руководство по химическому анализу почв. Изд. 2-ое, переработанное и дополненное. М.: Изд-во МГУ, 1970. - 630 с.
2. Веремий А.А. О формировании искусственных геохимических провинций в зоне орошения сточными водами крупного промышленного города / А.А. Веремий // Тезисы докл. «Почвенная очистка и утилизация сточных вод и животноводческих стоков». — М.: ВНИИГиМ, НПО «Прогресс», 1992. — С. 78–80.
3. Гюнтер Л.И. К проблеме утилизации ОСВ в качестве удобрения / Л.И. Гюнтер, С.Д. Беляева // Известия жилищно-коммунальной академии городского хозяйства и экологии. - 1997. - № 2. - С. 38-48.
4. Дишлюк В.С. Вплив осадів стічних вод і продуктів їх переробки на мікробне угруповання та біологічну активність ризосферного ґрунту рослин кукурудзи [Текст] / В.С. Дишлюк // Міжвідомчий тематичний науковий збірник. Сільськогосподарська мікробіологія. — К.: Інститут мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного, 2010. — Вип. 12 — С. 68-86.
5. Дишлюк В.С. Радіологічна оцінка осадів стічних вод і продуктів їх переробки /Агроєкологічний журнал. 2012. № 3 с.31-34.
6. Дрозд Г.Я. Исследование депонированных осадков сточных вод / Г.Я. Дрозд, В.В. Чура, Р.В. Бреус // 36. научных работ Луганского национального аграрного университета. Серия “Технические науки”. - 2007. - №72(95). - С. 3-17.
7. Екологічна ситуація на території Бориспільського району потребує негайного вирішення // Бориспільські вісті. - 22 лютого 2008 р.
8. Звіт про НДР: «Розробка технологій та екологічних нормативів одержання і використання екологічно чистих добрив на основі осадів міських стічних вод з проведенням моніторингу стоків промислових підприємств, осадів, ґрунтів та вирощуваної сільськогосподарської продукції» / Т.Л. Сало, В.С. Дишлюк, М.С. Герасимчук [та ін.]; Українська академія аграрних наук, Дослідна станція утилізації стічних вод ІГІМ УААН. — К., 1995. — 99 с. — Деп. в УкрІНТЕІ, номер держ. реєстрації 01.93. U 005231, інв. номер 02.96. U.001896 (заклучний)
9. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення / За редакцією члена-кореспондента. УААН С. М. Рижука та інших. — К., 2003. — 63 с.
10. Методические указания по выделению микроорганизмов, растворяющих труднодоступные минеральные и органические соединения фосфора /ВНИИСХМ. — Л., 1981. — 20 с.
11. Методичні вказівки та рекомендації з біотехнологічних методів переробки та використання органічних відходів міст / За заг. ред. Мельничука Д. О. та Городнього М. М. — К.: ТОВ «Алефа», 2003. — 111 с.
12. Мишустин Е.Н. Ассоциации почвенных микроорганизмов /Е.Н. Мишустин. — М.: Наука, 1975. — 106 с.
13. Нависла загроза затоплення с. Ревне і стікання каналізації у Дніпро // Трудова слава. — 20 травня 2008.
14. Нечистоти захлестнут столицу // Киевский регион. - 25-31.10.2006
15. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97); Державні гігієнічні нормативи. — 121 с.
16. Обработка осадка сточных вод — опыт и полезные советы / Пер. с англ. А. Кузавко, под. ред. Л. Науменко. — Комиссия по окружающей среде Союза балтийских городов. — 125 с.
17. Органические удобрения /А. А. Бацу 2-е изд. —184 с.
18. Ориентировочные допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка в почвах (Дополнение № 1 к перечню ПДК и ОДК № 6229-91), утв. 27.12.1994 № 13 ГН 2.7.020-94.
19. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України. Затв. Наказом МОЗ України № 54 від 20.02.2005. — К., 2005. — 116 с.
20. Перепелятніков Г.П. Основы загалльної радіоекології: [монографія] / Г.П. Перепелятніков. — 2-ге вид. — К.: Атіка, 2012. — 440 с.
21. Рубенчик Л.И. Микроорганизмы — биологические индикаторы /Л.И. Рубенчик. — К.: : Наук. думка, 1972. — 164 с.
22. Сорокіна К. Б. Технологія переробки та утилізації осадів / Сорокіна К. Б., Козловська С. Б. Харків: ХНАМГ, 2012 — 226 с.
23. Теппер Е.З. Практикум по микробиологии /Е.З. Теппер, В.К. Шильникова, Г.И. Переверзьева. — Минск: Колас, 1972. — 200 с.
24. Технічні умови. Добриво із осадів стічних вод: ТУ 204 України 76-93 / Держ. ком. України по житлово-комунальному господарству. — Харків.— 1994. — 16 с.
25. Фесюк В. О. Екологічні наслідки впливу осадів стічних вод очисних споруд м. Луцька на навколишнє середовище та шляхи їх мінімізації / В. О. Фесюк, С. Г. Панькевич // Наук. пр. Укр. н.-д. гідрометеоролог. ін-ту. — К.: УкрГМІ, 2007. — Вип. 256. — С. 286–292.
26. Хижняк Н.И. Гигиенические аспекты использования осадков сточных вод после аварии на Чернобыльской АЭС / Н.И. Хижняк, М.А. Сытенко // Тезисы докл. «Почвенная очистка и утилизация сточных вод и животноводческих стоков». — М.: ВНИИГиМ, НПО «Прогресс», 1992. — С. 66–67.
27. Хруслова Т.М. Використання мулу стічних вод у сільському господарстві / Т.М. Хруслова, С.Я. Найштейн. — К.: Урожай, 1974. — 64 с
28. Шевчук В. А. Біотехнологія одержання органо-мінеральних добрив із вторинної сировини / В. А. Шевчук, К. О. Чеботько, Разгуляева В. А. — К., 2001 — 204 с.
29. Шерстобоева Е.В. Биоиндикация экологического состояния почв /Шерстобоева Е.В., Чабанюк Я.В., Федак Л.И. //С.-г. мікробіол. міжвід. темат. наук. зб. — Чернівці: ЦНТЕІ, 2008. — Вип. 7. — С. 48-56.
30. Kolosvary I. Data concerning the possibility of using the abundance of the *Azotobacter* cells as a bioindicator of soil pollution /Kolosvary I. //Stud. Univ.B abes-Bolyai. Biol. — 1998. — № 1-2. — P. 137-141.
31. Pavlov S.V. On the problem of development of soil biomonitoring subsystem /Pavlov S.V., Kuramshina N.G., Yurieva V.V., Yurieva G.V. //Intern. Ecol. Congr. (Voronezh, Sept. 22-28 1996 y.): Abstr. — Voronezh:Manhattan (Kans.), 1996. — P. 126.

УДК 504.064.54

ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ КАРАСУЛАК

Лозовіцький П.С.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, Київ,
Lozovitskii@gmail.com

Проаналізовано хімічний склад й мінералізація води р. Карасулак за період 2006-2014 рр. Наведено результати екологічної оцінки якості води за критеріями забруднення компонентами солевого складу, еколого-санітарні показники та вміст специфічних речовин токсичної дії. Розраховано індекс забруднення води та визначено загальну оцінку забруднення води за множиною показників. *Ключові слова:* хімічний склад води, мінералізація, іригаційні показники оцінки води, сольовий склад води.

Оценка качества воды реки Карасулак. Лозовицкий П.С. Выполнен анализ химического состава и минерализации воды р. Карасулак за период 2006-2014 гг. Приведены результаты экологической оценки качества воды по критериям загрязнения компонентами солевого состава, эколого-санитарные показатели и содержание специфических веществ токсического действия. Рассчитан индекс загрязнения воды и определена общая оценка загрязнения по совокупности показателей. *Ключевые слова:* химический состав воды, минерализация, ирригационные показатели оценки воды, солевой состав воды.

Assessment of water quality of the river Karasulak. Lozovitskii P. Comparative results of chemical composition and water salinity in Shostka town are given for the periods of 2006-2014. The article presents the results of environmental assessment of water quality on criteria of components of the salt content pollution, environmental sanitation indexes and content of specific substances toxic effects. Index of water pollution was calculated and the overall assessment of pollution was made by the whole set of indicators. *Keywords:* water chemistry, salinity, irrigation indices of water, salt composition of water.

Вступ

Карасулак – річка на крайньому заході Одеської області. Бере початок на північному сході від с. Червоноармійське Болградського району, тече на південний захід і південь, впадає в оз. Ялпуг на південному заході від с. Криничного, довжина 52 км, площа водозбору 221 км², похил 2,3‰, має 4 притоки, долина порівняно неширока, річище слабо звивисте, влітку в багатьох місцях (переважно у верхів'ї) пересихає (у 3 та 4 кварталах 2009 р.), споруджено кілька ставків. Вода використову-

ється для обводнення, водопою тварин та зрошення. Норма річного стоку малої річки Карасулак – 1,74 млн м³. Уздовж берегової смуги річки розміщено 4 населених пункти [5, 21].

Мета досліджень – вивчити хімічний склад води, мінералізацію, стан забруднення та якість води малої річки Карасулак за еколого-санітарними критеріями, специфічними речовинами токсичної дії, оцінити воду за іригаційними показниками.

Методика досліджень. За результатами хімічних аналізів води, викона-

них за методиками [2,19], складено банк даних за показниками якості: вміст головних іонів (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, CO₃²⁻, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻), загальна мінералізація води, величина pH, вміст біогенних речовин (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻), загального азоту й фосфору, мінерального фосфору (P-PO₄³⁺), зважених речовин, умісту кисню (O₂, мг/дм³), біохімічне споживання кисню за 5 діб (БСК₅), хімічне споживання кисню (ХСК), вміст важких металів (Fe³⁺, Cr³⁺, Zn²⁺, Cu²⁺, Mn²⁺, Cr⁶⁺), фенолів, нафтопродуктів (НП), синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР), залишків деяких пестицидів. Паралельні статистичні ряди даних хімічних аналізів мали до 20 значень за 2006-2014 рр.

Математико-статистичний аналіз зроблено на персональному комп'ютері з використанням стандартних обчислювальних програм "Excel", «Costab».

Результати досліджень і їх обговорення

Сольовий склад та мінералізація води. Хімічний склад води річки Карасулак вивчено за період 2006-2014 рр., відібрано 20 проб води. Основні статистичні характеристики кількісної мінливості варіаційних рядів свідчать про значну мінливість майже всіх компонентів хімічного складу й загальної мінералізації природної води р. Карасулак (табл.1).

Таблиця 1. Статистична характеристика хімічного складу води річки Карасулак

Інгредієнти	Уміст, мг/дм ³					Рівень надійності, 95,0 %
	Мінімальний	Максимальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
Ca ²⁺	200,0	414,0	284,73	16,69	64,64	35,80
Mg ²⁺	158,0	344,0	244,35	18,80	72,82	40,32
Na ⁺	330,0	1100,0	699,07	58,83	227,93	126,16
K ⁺	11,7	23,0	15,14	0,91	3,39	1,95
CO ₃ ²⁻	0	12	3,47	1,22	4,72	2,81
HCO ₃ ⁻	270,0	510,0	373,67	15,48	59,98	33,22
SO ₄ ²⁻	954,0	2380,0	1696,27	127,60	494,20	273,68
Cl ⁻	413,0	1203,0	742,13	53,02	205,33	113,71
Мінералізація	2361,0	5811,1	4040,21	268,47	1039,76	575,80
Відсотковий уміст інгредієнтів, мг-екв/дм ³						
Ca ²⁺	17,21	27,39	23,13	0,80	3,10	1,71
Mg ²⁺	23,93	39,02	32,18	1,27	4,94	2,73
Na ⁺	33,44	57,58	40,07	1,87	7,26	4,02
K ⁺	0,29	0,98	0,64	0,07	0,25	0,14
CO ₃ ²⁻	0	0,29	0,09	0,03	0,11	0,06
HCO ₃ ⁻	7,95	13,45	10,17	0,44	1,72	0,95
SO ₄ ²⁻	52,16	62,64	56,22	0,92	3,56	1,97
Cl ⁻	28,87	37,53	33,53	0,78	3,00	1,66

Із катіонів у воді річки частіше переважає натрій. Його концентрація коливалась від 330,0 (21.03.2007 р.) до 1100,0 (30.08.2006 р.) мг/дм³. Концен-

трацію Na^+ нижчу за ГДК для водойм рибогосподарського призначення ($\leq 120 \text{ мг/дм}^3$) і водойм господарсько-побутового призначення ($\leq 200 \text{ мг/дм}^3$) не фіксували. Отже, уміст натрію у воді р. Карасулак значно вищий, ніж у воді оз. Ялпуг і суттєво забруднює її.

Уміст магнію коливався від 158,0 (21.03.2007 р.) до 344,0 (16.02.2009 р.) мг/дм^3 . Концентрацію магнію нижчу за ГДК для водойм рибогосподарського призначення ($\leq 40 \text{ мг/дм}^3$) і меншу за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення ($\leq 50 \text{ мг/дм}^3$) також не фіксували [8,17,18].

Кальцій змінювався від 200,0 (21.03.2007 р.) до 414,0 (16.02.2009 р.) мг/дм^3 . Усі проби води р. Карасулак перевищували ГДК для водойм рибогосподарського призначення за вмістом кальцію.

Вода річки Карасулак дуже забруднена компонентами сольового складу – сульфатами й хлоридами. Крім того, сульфати є переважаючим аніоном. Уміст SO_4^{2-} у воді річки змінювався від 954,0 (22.04.2013 р.) до 2380,0 (16.02.2009 р.) мг/дм^3 . При цьому, усі проби води мають значення SO_4^{2-} вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (100 мг/дм^3) та за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення (500 мг/дм^3). Розрахунок відсотку головних іонів у воді оз. Катлабуг засвідчує, що переважаючим аніоном є SO_4 ($\geq 50\%$ від суми). Хлориди й гідрокарбонати не переважали в жодній з проб. Середньоарифметичний відсоток усіх головних іонів у воді річки наведено в табл. 5.

За забрудненням сульфатами вода р. Карасулак у 2006-2014 рр. належала до 7-ї категорії якості (дуже брудної) [17].

Концентрація хлоридів у воді річки за роки досліджень становила від 413,0 (21.03.2007 р.) до 1203,0 (30.08.2006 р.) мг/дм^3 . Усі проби води річки мали уміст хлоридів вищий за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (300 мг/дм^3) та ГДК для водойм господарсько-побутового призначення (350 мг/дм^3). За середньоарифметичним умістом хлоридів вода річки Карасулак у період 2006-2014 рр. належала до 4-ї категорії якості (слабко забруднена).

Жорсткість води р. Карасулак за період спостережень змінювалась від 23,0 (21.03.2007 р.) до 49,01 (16.02.2009 р.) мг-екв/дм^3 при середньоарифметичному значенні 34,35 мг-екв/дм^3 . Отже, вода річки є дуже жорсткою для тепловодопостачання [8].

Загальна мінералізація води річки змінювалась від 2361,0 мг/дм^3 (21.03.2007 р.) до 5811,1 (30.08.2006 р., табл. 1). Це свідчить про те, що мінералізація води у річці Карасулак має значно вищу мінералізацію, ніж вода оз. Ялпуг, куди вона впадає. Середня загальна мінералізація води за період досліджень перевищує 4000 мг/дм^3 і за цим критерієм забруднення вона належить до 5 класу 7 категорії якості.

За методикою екологічної оцінки [17,18] вода р. Карасулак у 2006–2014 рр. за критерієм мінералізації належала до солонуватої β -мезогалинної 3, а в деякі періоди й 4 категорії якості [17].

За класифікацією Альокіна [1] вода річки у 2006-2014 рр. мала сульфатно-хлоридний натрієво-магнієво-кальцієвий склад і належала до сульфатного класу натрієвої групи другого типу, що відповідає співвідношенню катіонів: $\text{HCO}_3^- < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} < \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$ (табл. 1).

Оцінювання якості води за еколого-санітарними показниками. Уміст зважених речовин р. Карасулак змінювався від 24 (21.03.2007 р.) до 184,0 (22.04.2014 р.) мг/дм^3 (табл. 2). За середньоарифметичним значенням умісту зважених часток ($80,36 \text{ мг/дм}^3$)

вода належала до 6-ї категорії якості (брудна). Загалом мутність води в річці Карасулак значно нижча, ніж у річці Дунай, яка в Сулинському гирлі в середньому за рік становить 325 мг/дм^3 [2,13-15, 21].

Таблиця 2. Статистична характеристика трофо-сапробіологічних показників р. Карасулак

Інгредієнти	Уміст, мг/дм^3					Рівень надійності, 95,0 %
	Мінімальний	Максимальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
pH, од.	7,95	8,7	8,26	0,06	0,24	0,13
Завислі речовини	24,0	184,0	80,36	15,32	50,82	34,14
Жорсткість	23,0	49,01	34,35	2,33	9,00	4,99
O_2 , мг/дм^3	2,2	10,8	6,94	0,66	2,58	1,43
БСК_5 , $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$	3,2	8,6	5,19	0,43	1,65	0,91
ХСК , $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$	21,5	98,0	45,25	7,76	24,54	17,55
N-NH_4	0,298	1,560	0,737	0,099	0,372	0,215
N-NO_3	2,44	98,80	17,53	8,41	27,90	18,74
N-NO_2	0,052	0,184	0,100	0,011	0,042	0,024
Фосфати	0,228	0,690	0,388	0,051	0,146	0,122
P, заг	0,308	0,724	0,445	0,048	0,137	0,115
Si	1,9	6,7	3,73	0,44	1,38	0,99

Величина pH води р. Карасулак за період досліджень змінювалась від 7,95 (24.03.2014) до 8,67 (30.08.2006). За **середньозваженою величиною pH** її вода належить до 4-ї категорії якості – середньолужна [17,18].

У р. Карасулак концентрація азоту аміаку змінювалась від 0,298 (22.04.2013 р.) до 1,56 (21.03.2007 р.) мг/дм^3 . За середньоарифметичними значеннями ($0,738 \text{ мг/дм}^3$) вода річки належала до 5-ї категорії якості.

Необхідно відмітити, що 88,0 % проб води річки мали значення NH_4 вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення і 95,3 % проб – за граничний рівень 3 категорії якості екологічної оцінки ($0,3 \text{ мг/дм}^3$).

Концентрація NO_2 у воді р. Карасулак змінювалась від 0,052 (30.08.2006 р.) до 0,184 мг/дм^3 (22.04.2014 р.). За середньоарифметичним показником ($0,099 \text{ мг/дм}^3$) вода відносилася до 6-ї категорії якості (брудна) [17]. Крім того, 100 % проб води річки мали значення NO_2 вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення і вищі за граничний рівень 3 категорії якості екологічної оцінки. Необхідно відмітити, що нітритний азот є найбільш токсичним із сполук азоту і може шкідливо позначатися на життєдіяльності живих організмів.

Уміст азоту нітратного у воді річки за роки досліджень змінювався від 2,44 (21.03.2007 р.) до 98,8 мг/дм^3

(20.03.2013 р.). За середньозваженими значеннями вмісту азоту нітратного ($17,525 \text{ мг/дм}^3$) вода річки належала до 7 категорії якості й була дуже брудною, а 45,5 % її проб мають значення NO_3 вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення [18].

Уміст фосфатів у воді річки Карасулак змінювався від 0,228 (24.03.2014 р.) до $0,69 \text{ мг/дм}^3$ (12.03.2008 р.). При цьому усі проби води мали значення вищі за граничний рівень 3 категорії якості екологічної оцінки ($0,153 \text{ мг/дм}^3$). За середньоарифметичним значенням умісту фосфатів вода річки в 2006-2014 рр. належала до 7 категорії якості (дуже забруднена).

У воді р. Карасулак уміст кисню коливався від 2,2 (22.04.2013 р.) до 10,8 (16.02.2009 р.) $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$. За середньоарифметичним показником умісту кисню ($6,94 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$) вода річки відноситься до 4 категорії якості.

Біологічне споживання кисню протягом п'яти діб для окислення органічних речовин, що містяться у воді р. Карасулак, в аеробних умовах змінювалось від 3,2 (20.03.2013 р.) до 8,6 (19.08.2007 р.) $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$ (табл. 5). Граничнодопустимий рівень BSK_5 у водоймах рибогосподарського призначення $2,25 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ для водойм господарсько-побутового й питного призначення - 3, гранична межа 3 категорії екологічної оцінки - $2,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. В 100 % проб води BSK_5 перевищувало ГДК для водойм господарсько-побутового, питного призначення й граничну межу 3 категорії екологічної оцінки.

За середньоарифметичним показником біологічного споживання кисню протягом 5 діб ($5,19 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$) вода річки в 2006-2014 рр. належала до 5

категорії якості (помірно забруднена) [17].

Хімічне споживання кисню (характеризує забруднення води органічними речовинами і визначає кількість кисню, що витрачається на окислення як легко так і важко окиснюваних органічних і неорганічних речовин, які містяться у воді сильним окисником – біхроматом калію). Цей показник у воді р. Карасулак змінювався від 21,5 (20.03.2013 р.) до 98 (21.05.2012 р.) $\text{мгO}/\text{дм}^3$, при середньоарифметичному значенні $45,25 \text{ мгO}/\text{дм}^3$, що є вищим за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення ($15 \text{ мгO}/\text{дм}^3$). Отже, 100 % проб води річки мають значення ХСК вищі за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення, а 90,0 % проб – вищі за граничну межу 3 категорії екологічної оцінки – $25 \text{ мгO}/\text{дм}^3$.

За середньоарифметичними значеннями ХСК (табл. 5), тобто за забрудненням органічними речовинами, вода річки Карасулак належала до 6 категорії якості (брудна).

Оцінювання якості води за специфічними речовинами токсичної дії. Уміст у природній воді нафтопродуктів, фенолів, СПАР, фторидів, ціанідів, пестицидів, важких металів та радіоактивності відноситься до специфічних показників токсичної й радіаційної дії.

Уміст нафтопродуктів у воді р. Карасулак змінювався від 0,046 (24.02.2014 р.) до 0,15 (19.08.2007 р.) мг/дм^3 . При цьому 63,6 % проб води за умістом нафтопродуктів перевищували ГДК для водойм рибогосподарського призначення та граничну межу 3 категорії якості. Жодна з проб води не перевищувала ГДК для водойм господарсько-побутового призначення ($0,3$

мг/дм^3). За середньоарифметичним показником умісту нафтопродуктів вода у 2006-2014 рр. належала до 4 ка-

Таблиця 3. Статистична характеристика умісту специфічних речовин токсичної дії у воді р. Карасулак за період досліджень 2006-2014 рр., мг/дм^3

Інгредієнти	Уміст, мг/дм^3					Рівень надійності, 95,0 %
	Мінімальний	Максимальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
Феноли	0,001	0,004	0,0025	0,0003	0,0011	0,0008
НП	0,046	0,150	0,086	0,0108	0,0368	0,0234
СПАР	0	0,012	0,0049	0,0011	0,0035	0,0025
ІЗВ, од	1,86	5,31	2,92	0,22	0,83	0,46
Fe, заг	0,25	0,3	0,288	0,013	0,037	0,031
Cu^{2+}	0	0,018	0,0087	0,0016	0,0051	0,0036
Zn^{2+}	0	0,045	0,020	0,004	0,012	0,009
Cr^{6+}	0,002	0,012	0,0054	0,0012	0,0033	0,0028
Mn^{2+}	0,056	0,388	0,197	0,040	0,127	0,091
F^-	0,28	0,73	0,485	0,039	0,132	0,089

Уміст синтетичних поверхнево-активних речовин у воді р. Карасулак коливався від 0 (20.03.2013 р.) до $0,012 \text{ мг/дм}^3$ (18.03.2012 р.), що не перевищує ГДК для водойм рибогосподарського призначення і граничний рівень 3 категорії екологічної оцінки [17]. За середньозваженими значеннями СПАР вода належала до 2 категорії якості (чиста) (табл. 3).

Концентрація фенолів за роки досліджень у воді річки змінювалась від 0,001 (30.08.2006 р., 20.03.2013 р.) до $0,004 \text{ мг/дм}^3$ (21.03.2007 р., 24.03.2014 р.). При цьому переважна більшість проб (80,0 %) мали значення вищі від ГДК для водойм рибогосподарського призначення [18] й вищі за граничний рівень 3 категорії якості. Отже, вода р. Карасулак за середньозваженим умістом фенолів належала до 5 категорії якості (помірно забруднена) [17].

У водні об'єкти СПАР потрапляють у значних кількостях із господарсько-

побутовими й промисловими стічними водами. У поверхневих водах СПАР перебувають у розчиненому й сорбованому станах, а також у поверхневій плівці води водного об'єкта.

Уміст міді у воді річки змінювався від 0 (30.08.2006 р.) до $0,018 \text{ мг/дм}^3$ (16.02.2009 р.). При цьому 40,0 % проб містили міді більше за значення ГДК для водойм рибогосподарського призначення [18] і 90,0 % проб – за граничний рівень 3 категорії якості. За середньоарифметичним значенням умісту міді вода р. Карасулак належала до 6 категорії якості [17].

Концентрація цинку у воді р. Карасулак за період 2006-2014 рр. змінювалась від 0 (30.08.2006 р.) до $0,045 \text{ мг/дм}^3$ (10.11.2007 р.). В 90,0 % проб уміст цинку був вищим за ГДК для водойм рибогосподарського призначення ($>0,01 \text{ мг/дм}^3$), а 40,0 % проб мали значення вищі за граничну межу 3 категорії екологічної оцінки ($0,02 \text{ мг/дм}^3$).

За середньозваженим вмістом **цинку** вода в річці за період досліджень належала до 3 категорії якості.

Уміст заліза у воді р. Карасулак змінювався від 0,25 (22.06.2010 р.) до 0,37 мг/дм³ (22.10.2013 р.). При цьому 100,0 % проб води мали значення вищі від ГДК для водойм рибогосподарського призначення, а 20,0 % - для водойм господарсько-побутового призначення. За середньозваженим вмістом **заліза** вода річки належала до 4 категорії якості (слабозабруднена, табл. 3).

Уміст Cr⁶⁺ у воді річки змінювався від 0,002 (26.02.2010 р.) до 0,012 мг/дм³ (24.03.2014 р.). При цьому, усі проби води річки мали значення умісту хрому вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення (0,001 мг/дм³) [17] і значно нижчі за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення (0,05 мг/дм³) [18].

Уміст **марганцю** у воді р. Карасулак змінювався від 0,056 (30.08.2006 р.) до 0,388 мг/дм³ (22.10.2013 р.) при середньоарифметичному значенні 0,197 мг/дм³ (табл. 5). Не було зафіксовано жодної проби води, де значення умісту **Mn²⁺** було б нижчим за ГДК для водойм рибогосподарського призначення й нижчим 3 категорії якості води (0,01 мг/дм³), а 80,0 % води мали значення вищі за ГДК для водойм господарсько-побутового призначення (0,1 мг/дм³). Загалом рівень забруднення води марганцем є характерним і дуже високим [18].

За середньоарифметичним вмістом марганцю вода річки у 2006-2014 рр. належала до 5 категорії якості.

Уміст **фторидів** у воді Карасулак змінювався від 0,28 (10.11.2007 р.) до 0,78 (21.03.2007 р.) мг/дм³ і був присутнім у всіх проаналізованих пробах. За

середньоарифметичним показником вмісту фторидів (0,485 мг/дм³, табл. 3) вода річки у період досліджень належала до 5 категорії якості (помірно забруднена).

У різні роки води річки Карасулак містили різну, але незначну кількість хлор – та фосфорорганічних пестицидів. Найбільш часто фіксували пестициди або їх метаболіти – α-ГХЦГ, γ-ГХЦГ, ДДЄ, ДДТ, трефлан, ліндан, гексахлоран, гексахлорбензол, формальдегід у дозах від слідів до 0,000337 мг/дм³ (γ-ГХЦГ). Отже за вмістом залишків пестицидів вода річки в найгірших одиночних пробах належала до 3-ї категорії якості (досить чистої), в інших переважно – до чистої.

Розрахунок індексу забруднення води (ІЗВ) Р. Карасулак за обмеженим числом інгредієнтів (відношення середньоарифметичного значення до гранично допустимих концентрацій амонійного й нітратного азоту, НП, фенолів, БСК₅, розчиненого кисню – тут ГДК ділиться на середнє значення) дав наступні результати [18]. В окремих пробах ІЗВ змінювався від 1,96 (22.00.2013 р.) до 5,31 (22.04.2013), тобто якість води змінювалася від 3 категорії (помірно забруднена) до 5 (брудна). При цьому 66,7 % проб води мали рівень забруднення вище 3 категорії якості (>2,5). Середньозважені показники забруднення води р. Карасулак за ІЗВ в період досліджень становили 2,92, що відповідає 4 категорії якості (забруднена) за трофосапробіологічними показниками.

Загальна оцінка води Карасулак **за всією множиною показників** (так званою функцією міри R_c) [18] наведена у табл. 4 і свідчить, що вода у 2006-2014 рр. належала до 5 категорії, тобто по середньої якості.

Таблиця 4. Загальне оцінювання якості води р. Карасулак за всією множиною показників

Категорії якості води	Кількість показників відповідної категорії та загальна оцінка якості води
1	0
2	1
3	3
4	5
5	5
6	5
7	4
Загальна оцінка R	114/23 = 4,95
Категорія якості	5

Іригаційна оцінка якості води. Величина загальної мінералізації, відсотковий вміст головних іонів, наявність токсикантів, забруднювачів – це головні показники, які визначають можливість використання води для зрошення. Саме на загальній мінералізації й співвідношенні катіонів, а за Стеблером й аніонів, базується більшість методик оцінки якості поливної води.

За іригаційною оцінкою (**методика Буданова**) [4] сума всіх речовин хімічного складу мг-екв/дм³ поділена на величину жорсткості (Ca²⁺ + Mg²⁺) у воді р. Карасулак змінювалася від 3,04 (19.08.2007 р.) до 4,83 (22.10.2013 р.). При цьому в 26,7 % проб значення перевищували 4, тобто граничний рівень придатності води для зрошення за цим показником. Середньозважений результат іригаційної оцінки за цією методикою (табл. 5) становить 3,67.

У воді р. **Карасулак** співвідношення **Na⁺/Ca²⁺** змінювалось від 1,26 (19.08.2007 р.) до 3,35 мг/дм³ (22.10.2013 р.) при тому, що мало б бути не більше одиниці. Проб води зі співвідношенням **Na⁺/Ca²⁺** менше 1 немає. Середньозважене значення

співвідношення **Na⁺/Ca²⁺** за весь період досліджень становить 1,97 (табл. 5).

Середньозважене співвідношення **Na⁺/Ca²⁺+Mg²⁺** у воді річки також перевищувало допустиму величину (0,7) і становило 0,83. Отже, за методикою іригаційної оцінки за Будановим вода річки Карасулак непридатна для зрошення.

Важливим критерієм оцінювання якості води для зрошення є вміст у ній магнію за методикою Сабольч й Дараб, який негативно діє на ґрунти при його вмісті в поливній воді понад 50% від суми кальцію і магнію [4]. Уміст магнію до суми кальцію та магнію змінювався від 52,51 (09.07.2013 р.) до 64,19 % (18.03.2012 р.). Усі проби води містять магнію більше, ніж дозволяє ця методика. За середньоарифметичним значенням співвідношення (Mg/Ca+Mg)x100) вода р. Карасулак є непридатною для зрошення й викликає магнієве осолонцювання зрошуваних ґрунтів.

За методикою Департаменту сільськогосподарства США поливна вода з коефіцієнтом SAR, вищим за 8, вважається небезпечною і призводить до натрієвого осолонцювання ґрунтів [20]. У воді р. Карасулак коефіцієнт SAR змінювався від 5,50 (21.03.2007 р.) до 13,91 (22.10.2013 р.) при середньоарифметичному значенні 9,56. Вода річки є сильно лужною з високою небезпекою натрієвого осолонцювання зрошуваних ґрунтів.

За методикою Можейко і Воротнік [16], вода придунайських озер та річок, що в них впадають, за відношенням суми натрію та калію до суми всіх катіонів переважно придатна для зрошення. Але ця методика мало придатна для умов України і може застосовуватись тільки при зрошенні піщаних ґрунтів [6, 9-12].

За іншими нормами, закладеними в державний стандарт України на поли-

вну воду [7], вода річки Карасулак також непридатна для зрошення.

Таблиця 5. Оцінювання якості води р. Карасулак за іригаційними показниками

Інгредієнти	Уміст, мг/дм³					Рівень надійності, 95,0 %
	Мінімальний	Максимальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
Іригаційна оцінка якості води, мг-екв/дм³						
Na/Ca	1,26	3,35	1,97	0,15	0,59	0,33
Na/Ca+Mg	0,51	1,36	0,83	0,07	0,26	0,15
Сума I/Ca+Mg	3,04	4,83	3,67	0,14	0,54	0,30
(Mg/Ca+Mg) 100	52,51	64,19	58,07	0,84	3,23	1,79
SAR	5,5	13,91	9,56	0,73	2,83	1,57
HCO ₃ -Ca	-13,98	-4,17	-8,11	0,68	2,64	1,47
Na/Сума катіонів	33,44	49,01	44,07	1,87	7,25	4,02
HCO ₃ , мг-евв/дм³	4,43	8,36	6,13	0,25	0,98	0,54
CO ₃ , мг-евв/дм³	0	0,2	0,058	0,020	0,079	0,044
Cl, мг-евв/дм³	11,66	33,94	20,93	1,50	5,79	3,21
Σ солей екв. Cl	15,16	44,93	28,00	1,93	7,47	4,13

Таблиця 6. Уміст гіпотетичних солей у воді р. Карасулак

Інгредієнти	Уміст, мг-екв/дм ³					Рівень надійності, 95,0 %
	Мінімальний	Максимальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
NaCO ₃	0	0,2	0,058	0,020	0,079	0,044
Ca(HCO ₃) ₂	1,99	2,00	2,00	0,001	0,003	0,001
Mg(HCO ₃) ₂	2,43	6,36	4,12	0,25	0,98	0,54
NaHCO ₃	0	0	0	0	0	0
CaSO ₄	8,00	18,70	12,24	0,83	3,23	1,79
MgSO ₄	10,09	23,59	15,98	1,36	5,27	1,91
NaSO ₄	0,75	13,19	7,12	1,13	4,38	2,43
CaCl ₂	0	0	0	0	0	0
MgCl ₂	0	0	0	0	0	0
NaCl	11,29	33,51	20,79	1,43	5,52	3,05
KCl	0	0,59	0,36	0,03	0,13	0,07

Вода містить соду, а отже буде викликати підлучення ґрунту й натрієве осолонцювання.

Уміст хлору перевищує допустимі значення майже в 7 разів (табл. 5). Отже, така вода загрозна щодо токсичного впливу на зрошувані рослини.

Розрахунок кількості гіпотетичних солей у воді р. Карасулак [7] дав такі

результати. Вода в період досліджень містила найбільш токсичну сіль – соду (табл. 6), яка викликає підлучення й натрієве осолонцювання зрошуваних ґрунтів. Так, уміст токсичних хлоридів натрію змінювався від 11,29 (21.03.2007 р.) до 33,51 мг-екв/дм³ (30.08.2006 р.), сульфатів натрію – від 0,75 до 13,19, сульфатів магнію – від

10,09 до 23,59, гідрокарбонатів магнію – від 2,43 до 6,36, нетоксичних сульфатів кальцію – від 8,00 до 18,7 мг-екв/дм³ (табл. 6).

Розрахунок *кількості токсичних солей в еквівалентах хлору* визначено за кількістю гіпотетичних солей [7]. За середньоарифметичним значенням цього показника 27,98 мг-екв/дм³ вода річки Карасулак придатна для зрошення лише піщаних ґрунтів. При зрошенні інших типів ґрунтів вона викликати засолення.

Отже, за більшістю методів іригаційної оцінки вода р. Карасулак є непридатною для зрошення й вимагає перед поливом насичення кальцієвими солями, ліквідації соди й розбавлення прісною водою [4, 7, 8, 16, 20].

Висновки

Статистичні характеристики води р. Карасулак свідчать про значну мінливість компонентів її хімічного складу й загальної мінералізації.

Серед катіонів у воді річки частіше переважав натрій з концентрацією 330,0-1100,0 мг/дм³. Концентрацію Na⁺ нижчу за ГДК для водойм рибогосподарського і господарсько-побутового призначення не фіксували жодного разу.

Вода річки Карасулак дуже забруднена компонентами сольового складу – сульфати й хлориди. Сульфати є переважаючим аніоном з умістом від 954,0 до 2380,0 мг/дм³. За забрудненням сульфатами вода р. Карасулак у 2006-2014 рр. належала до 7-ї категорії якості (дуже брудна).

Концентрація хлоридів у воді річки за роки досліджень становила 413,0-1203,0 мг/дм³. Усі проби води річки мали уміст хлоридів вищий за ГДК для водойм рибогосподарського та господарсько-побутового призначення. За середньоарифметичним умістом

хлоридів вода річки *Карасулак* у період 2006-2014 рр. належала до 4-ї категорії якості (слабкозабруднена);

Загальна мінералізація води річки змінювалася від 2361,0 до 5811,1 мг/дм³ при середньоарифметичній 4000 мг/дм³. За цим критерієм забруднення вона належить до 5 класу 7 категорії якості. Крім того, мінералізація води у річці Карасулак має значно вищу мінералізацію, ніж вода оз. Ялпуг, куди вона впадає.

За методикою екологічної оцінки вода р. Карасулак у 2006–2014 рр. належала до солонуватої β-мезогаєліної 3, а в деякі періоди й 4 категорії якості.

За класифікацією Альокіна [1], вода річки у 2006-2014 рр. мала сульфатно-хлоридний натрієво-магнієво-кальцієвий склад і належала до сульфатного класу натрієвої групи другого типу, що відповідає співвідношенню катіонів: HCO₃<Ca²⁺+Mg²⁺<HCO₃⁻+SO₄²⁻.

За еколого-санітарними критеріями вода характеризується так: за середньоарифметичним значенням вмісту зважених часток (80,36 мг/дм³) вона належала до 6-ї категорії якості (брудна), за значеннями СПАР – до 2 категорії якості (чиста), за вмістом фенолів – до 5 категорії якості (помірно забруднена), за вмістом міді – до 6, за вмістом *цинку* – до 3, за вмістом *заліза* – до 4, за вмістом марганцю й фторидів – до 5 категорії якості.

За індексом забруднення вода р. Карасулак у період досліджень належала до 4 категорії якості (забруднена за трофо-сапробіологічними показниками).

Загальна оцінка води Карасулак *за всією множиною показників* (за так званою функцією міри R) свідчить, що вода у 2006-2014 рр. належала до 5 категорії, тобто посередньої якості.

За більшістю методів іригаційної оцінки (в тому числі державним стан-

дартом України) вода р. Карасулак є непридатною для зрошення й вимагає перед поливом насичення кальцієвими солями, ліквідації соди й розбавлення прісною водою.

Література

1. Алёкин О.А. К вопросу о химической классификации природных вод / О.А. Алёкин / - Вопросы гидротехники. Ленинград: Гидрометиздат, 1946, 240 с.
2. Алмазов А.М. Гидрология устьевой области Дуная / А.М. Алмазов, К. Бондар, Н.Ф. Вагин. и др. / - М.: Гидрометеиздат, 1963. - 382 с.
3. Аринушкина Э.В. Руководство по химическому анализу почв / Э.В. Аринушкина, Изд. 2-ое, переработанное и дополненное. М.: Изд-во МГУ, 1970. - 630 с.
4. Буданов М.Ф. Система и состав контроля за качеством природных и сточных вод при использовании их для орошения / М.Ф. Буданов // Киев. : Урожай, 1970. - 48 с.
5. Гидрологический ежегодник. 1936-1990 гг. Т. 2. Вып. 0.
6. Гоголев И.Н. Орошение на Одессчине. Почвенно-экологические и агротехнические аспекты / И.Н. Гоголев, Р.А. Баер., А.Г. Кулибабин и др. / - Одесса. 1992. 436 с.
7. Державний стандарт України. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. ДСТУ 2730-94. Введений з 1.01.1995 р., 14 с.
8. ДЕРЖАВНІ САНІТАРНІ НОРМИ ТА ПРАВИЛА "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10). - Київ. 2010. 42 с.
9. Лозовицький П.С. Влияние минерализации поливной воды и срока орошения на засоление черноземов / П.С. Лозовицький // М.: Почвоведение. 2003, № 5.- С. 611-622.
10. Лозовицький П.С. Опыт дисперсионного анализа химического состава оросительных вод юга Украины / П.С. Лозовицький // М.: Почвоведение. 2003, № 12.- С. 1491-1502.
11. Лозовицький П.С. Влияние химических мелиорантов на изменение состава природных вод / П.С. Лозовицький, В.А. Билай // М.: Водные ресурсы. 2001, № 4.- С. 494-504.
12. Лозовицький П.С. Водні та хімічні меліорації ґрунтів / П.С. Лозовицький // - К. 2010. 276 с
13. Лозовицький П.С. Моніторинг якості води озера Кугурлуй / П.С. Лозовицький // Часопис картографії. Вип. 9, 2013.- С. 104-139.
14. Лозовицький П.С. Моніторинг якості води річки Дунай у м. Кілія / П.С. Лозовицький // Причорноморський екологічний бюлетень.- 2011, № 4.- С. 158-182
15. Лозовицький П.С. Оцінювання якості води оз. Ялпуг - м. Болград за сольовим складом і мінералізацією / П.С. Лозовицький // Часопис картографії. Вип. 10, 2014.- С. 250-281.
16. Можейко А.М. Гипсование солонцеватых каштановых почв УССР, орошаемых минерализованными водами / А.М. Можейко, Т.К. Воротник // Тр. Укр. НИИ почвоведения, т. 3, Харьков, 1958.- С. 111-208.
17. Романенко В.Д. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.Н. Жукинський, О.П. Оксінок та ін.// - К.: СИМВОЛ-Т, 1998.- 28 с.
18. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С.І. Сніжко // Київ. "Ніка-Центр". 2001.- 262 с.
19. Унифицированные методы анализа вод: Изд. Химия, М., 1973.- 253 с.
20. Циркуляр № 969 Департамента сельского хозяйства США. Классификация оросительной воды (сокращ. пер. с англ.).-1955.
21. dbuvr@ukrpost.ua Дунайське басейнове управління водних ресурсів. Протоколи засідання Міжвідомчої комісії по встановленню режиму роботи Придунайських водосховищ за 2007-2012 рр.

УДК 504.4.054

МИНИМИЗАЦИЯ ОБЩИХ ЗАТРАТ НА ОЧИСТКУ СТОЧНЫХ ВОД ПРИ НОРМИРОВАНИИ ВОДООТВЕДЕНИЯ

Проскурнин О.А.

Научно-исследовательское учреждение «Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем»
ул. Бакулина, 6, 61166, г. Харьков,
oapriskurnin@mail.ru

Рассмотрена задача нормирования состава сточных вод, поступающих в водный объект. Предложено учитывать кроме эксплуатационных еще и капитальные затраты на строительство и установку очистных сооружений, а также возможность регулирования параметров водоочистки. Наведен пример расчета. *Ключевые слова:* сточные воды, водный объект, загрязняющее вещество, нормативы качества, контрольный створ, допустимый сброс, функция цели.

Мінімізація загальних витрат на очищення стічних вод при нормуванні водовідведення. Проскурнін О.А. Розглянуто задачу нормування складу стічних вод, що надходять у водний об'єкт. Запропоновано враховувати окрім експлуатаційних також капітальні витрати на будівництво та установку очисних споруд, а також приймати до розгляду можливість регулювання параметрів водоочищення. Наведено демонстраційний приклад розрахунку. *Ключові слова:* стічні води, водний об'єкт, забруднююча речовина, нормативи якості, контрольний створ, допустимі концентрації.

Minimization of the general expenses on wastewater treatment at standertization of unset pollutants in with waste water. Proskurnin O. The problem of regulation of substances in wastewater discharging into water bodies is considered. It is offered take into account the capital expensese on construction and installation wastewater treatment plants. It is also offered adjust parameters of wastewater treatment. Example of the solution is proposed. *Keywords:* sewages, waterbody, pollutants, standards quality, point of the checking, allowable concentrations.

Введение

С целью предотвращения недопустимо высокого уровня загрязнения бассейнов рек сточными водами для предприятий-водопользователей разрабатываются и утверждаются предельно допустимые сбросы (ПДС) загрязняющих веществ [1]. Это предельная масса вещества, которая разрешена для отвода в водный объект (ВО) в единицу времени. Согласно действующей инструкции [2] расчет ПДС следует проводить по бассейно-

вому принципу, который предполагает одновременное лпределение допустимых концентраций веществ в сточных водах (СВ) для всех выпусков, расположенных на участке бассейна реки.

Бассейновый принцип расчета ПДС полностью соответствует современным системным подходам к управлению водным хозяйством страны должен обеспечивать восстановление природно-экологического равновесия в экосистемах и экобезопасное водопользование. В соответствии с концепцией водной

политики [3] управление бассейном должно осуществляться Бассейновым Советом (законодательный орган) и Водным агентством реки, исполнительным органом являющимся на постоянной основе.

Одной из методических проблем реализации бассейнового принципа расчета ПДС является то, что в качестве расчетных участков следует брать участки бассейна в границах административных областей [2]. В работе [4] были приведены аргументы того, что такой подход нереализуем из-за масштабности участков, и выдвигалась идея деления бассейна реки на относительно небольшие локальные участки.

Вторая методическая проблема связана со способом расчета ПДС на каждом отдельном участке. В Инструкцию заложены два подхода [2] к решению этой задачи:

1) подход, основанный на равномерном использовании ассимилирующей способности ВО между водопользователями;

2) оптимизационный подход.

Отмечено, что первый подход предполагает расчет ПДС отдельно по каждому веществу и потому:

- не учитывает возможное химическое превращение (трансформацию) в воде ВО одного загрязняющего вещества в другое, и по этому не может обеспечить неперевышение предельно допустимой концентрации (ПДК) для продуктов трансформации;

- не обеспечивает технологически достижимый результат расчета ПДС, поскольку не учитывается то обстоятельство, что процесс очистки влияет на состав сточной воды одновременно по нескольким показателям, а потому выходные концентрации загрязняющих веществ находятся как минимум в стохастической зависимости.

Таким образом, более перспективным следует считать оптимизационный подход.

Цель статьи – анализ существующего оптимизационного подхода к расчету ПДС и разработка предложений по его совершенствованию.

Изложение основного материала

В основу оптимизационного подхода, содержащегося в Инструкции, заложена идея регулирования потока СВ по различным технологическим маршрутам их очистки. Критерий оптимальности – минимум суммарных затрат на очистку СВ для достижения ПДС:

$$Z = \sum_{i=1}^m f(x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{iR_i}) \rightarrow \min \quad (1)$$

где i – индекс выпуска СВ; f – затраты на водоочистку, грн/с; $\{x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{iR_i}\}$ – вектор безразмерных

оптимизируемых переменных, определяющих доли расхода СВ, проходящих по различным технологическим маршрутам; R_i – количество технологических маршрутов очистки; m – количество выпусков СВ.

Ограничения в оптимизационной задаче сводятся к тому, чтобы не допустить превышения ПДК веществ в контрольном створе (КС) ниже выпуска СВ (расположенного, как правило, не более, чем 500 м от выпуска СВ):

$$Y_{kj} \leq \text{ПДК}_j, j = 1 \div P; \quad (2)$$

где Y – концентрация вещества в КС, мг/дм³; j , P – соответственно индекс и количество загрязняющих веществ; k – индекс КС.

В Инструкции предусмотрено также нормирование качества воды ВО по комплексному показателю, кото-

рый представляет собой сумму приведенных к ПДК концентраций веществ с единым лимитирующим признаком вредности (ЛПВ). Однако в последней редакции Правил охраны поверхностных вод [6] учет ЛПВ не предусмотрен, поэтому в данной работе ком-

плексный показатель качества рассматриваться не будет.

При отсутствии трансформации веществ в ВО концентрация в КС каждого отдельного вещества определяется по формуле [2]:

$$C_{\text{кc}} = \frac{\sum_{i=1}^m [(C_i - C_e) \cdot \exp(-n_i t_i) + C_e] \cdot q_i + [(C_\phi - C_e) \cdot \exp(-n_\phi t_\phi) + C_e] \cdot q_\phi}{\sum_{i=1}^m q_i + q_\phi}, \quad (3)$$

где n_i – коэффициент неконсервативного вещества, 1/сут; C_e – природная (без антропогенной составляющей) концентрация вещества, характерная для рассматриваемого ВО; t_i , t_ϕ – время перемещения воды до КС соответственно от i -го выпуска СВ и от фоновое створа (ФС); q_i , q_ϕ – соответственно расход СВ i -го выпуска и расход воды в ФС.

Экономическая модель затрат на водоочистку для каждого выпуска СВ следующая [2]:

$$f(x_i) = \sum_r^{R_i} x_{ir} u_{ir} q_{ir}, \quad (4)$$

где f – затраты на водоочистку, грн/с; r – индекс маршрута очистки СВ; u_{ir} – удельная стоимость очистки, грн/(с·м³); q_{ir} – расход СВ, проходящих по маршруту r , м³/с.

Состав СВ на выходе из очистных сооружений (ОС) для каждого выпуска определяется по формуле

$$C_i = \sum_{r=1}^{R_i} C_{ir} \cdot x_{ir}, \quad (5)$$

где C_{ir} – концентрация рассматриваемого вещества на выходе маршрута r , мг/дм³.

При решении задачи могут рассматриваться как действующие ОС, так и другие варианты очистки. Однако в обоих случаях задача сводится к

регулированию потоком СВ и не предусматривает управление технологическим процессом. Последнее обстоятельство особо существенно в случае рассмотрения альтернативных вариантов очистки, поскольку возникает неясность с выбором параметров для оптимизационной задачи. Однако целесообразно допускать регулирование степени очистки на тех уже эксплуатируемых ОС, где это технологически возможно. Поэтому стоимость очистки должна рассматриваться в зависимости от степени очистки, а оптимизируемыми переменными должны быть выходные концентрации веществ.

Следует также отметить, что постановка оптимизационной задачи в изложенном виде входит в противоречие с принципом сохранения сложившегося качества, поскольку результат расчета по формуле (5) для оптимальных x_{ir} может привести к ситуации, когда расчетная концентрация вещества на выходе из ОС окажется выше фактической на момент расчета ПДС.

Кроме того, при рассмотрении альтернативных вариантов очистки помимо эксплуатационных должны также рассматриваться капитальные затраты на проектирование и строительство ОС. Важным моментом в постановке оптимизационной задачи является то, что капитальные и эксплуатационные затра-

ты – разноразмерные величины. Если первые исчисляются в денежных единицах, то эксплуатационные – в денежных, деленных на единицу времени. Как вариант, с целью приведения обоих расходов к единой размерности предлагается капитальные затраты делить на время эксплуатации сооружений, заложенное в их проекте. Таким образом, общий вид функции цели должен быть следующим:

$$Z = \sum_{i=1}^m \left(\frac{K_i}{T_i} + E_i \right), \quad (6)$$

где K_i , E_i – соответственно капитальные и эксплуатационные затраты на водоочистку; T_i – время эксплуатации оборудования, заложенное в проектной документации.

Ограничения оптимизационной задачи с учетом принципа сохранения сложившегося качества следующие:

$$\begin{cases} Y_{kj} \leq ПДК_j, j = 1 \div P; \\ C_{ij} \leq C_{ij}^{факт}, j = 1 \div P, i = 1 \div m; \\ C_{ij} \geq ПДК_j, j = 1 \div P, i = 1 \div m; \end{cases} \quad (7)$$

где $C_{ij}^{факт}$ – фактические концентрации вещества j в СВ выпуска i на момент расчета ПДС.

Предлагаемый подход можно проиллюстрировать на примере расчета ПДС для одного загрязняющего вещества при наличии химической очистки. Плановые капитальные затраты в этом случае будут включать затраты:

- на оборудование;
- на вспомогательные механизмы;
- на создание и установку оборудования;
- на разработку проекта реорганизации и управление строительством.

Затраты на создание и установку оборудования будут пропорциональны расходу очищаемой воды:

$$K_o = a \cdot q^\alpha, K_c = b \cdot q^\beta, \quad (8)$$

где K_o , K_c – соответственно затраты на оборудование и строительно-монтажные работы; a , b , α , β – параметры модели.

Две другие статьи капитальных затрат – на вспомогательные механизмы и разработку проекта – можно исключить из оптимизационной задачи ввиду малой их зависимости от основных параметров очистки – расхода воды и степени ее очистки.

Основные эксплуатационные затраты будут состоять из затрат на материалы (реагенты и флокулянты), электроэнергию, амортизационные расходы и заработную плату персонала.

Затраты на материалы (реагенты и флокулянты) зависят от требуемой степени очистки воды и будут выражаться формулой

$$E_m = (s_p \cdot N_p + s_f \cdot N_f) \cdot (C_0 - C) \cdot q \quad (9)$$

где s_p , s_f – соответственно стоимость реагента и флокулянта, грн/г; n – соответственно дозы реагента и флокулянта, необходимые для удаления единицы массы вещества.

Амортизационные расходы прямо пропорциональны стоимости оборудования [6]:

$$E_a = h \cdot K_o, \quad (10)$$

где h – параметр модели.

Электрэнергия прежде всего расходуется на подачу воды, поэтому затраты на нее можно принять как прямо пропорциональные расходу воды:

$$E_z = k \cdot q, \quad (11)$$

где k – параметр модели.

Расходы на заработную плату сотрудникам мало зависят от технологического режима работы ОС и потому в оптимизационной задаче их можно не учитывать.

Таким образом, функция цели будет иметь следующий вид:

$$Z = \sum_{i=1}^m \left(\frac{K_{oi} + K_{ci}}{T_i} + E_{ai} + E_{zi} + E_{mi} \right) \quad (12)$$

С учетом (7)-(11):

$$Z(C, q) = \sum_{i=1}^m (a_i \cdot q_i^\alpha + b_i \cdot q_i^\beta + c_i \cdot q_i - d_i \cdot C_i \cdot q_i), \quad (13)$$

где a , b , c , d – параметры функции цели, получаемые в результате приведения подобных при выведении данной формулы.

В упрощенном варианте степенные функции можно заменить на линейные и рассматривать следующую модель:

$$Z(C, q) = \sum_{i=1}^m (c'_i \cdot q_i - d'_i \cdot C_i \cdot q_i), \quad (14)$$

где c' , d' – параметры функции цели.

Для демонстрации взят пример расчета ПДС для двух близкорасположенных выпусков СВ. В качестве загрязняющего вещества рассматриваются фосфаты. Очистка сточных вод по этому показателю может быть произведена химическим способом с использованием в качестве реагента и флокулянта соответственно сульфат алюминия очи-

щенного $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ и полиакриламида (ПАА) [7]. С целью упрощения задачи альтернативные варианты очистки не рассматриваются. Также пренебрегается самоочищением ВО. ПДК фосфатов [8] составляет 2,15 мг/дм³. Исходные данные для расчета приведены в табл. 1.

Таблица 1 Исходные данные для расчета ПДС

Параметр	Выпуск № 1	Выпуск № 2	ФС
Расход воды, м ³ /с	1,2	1,8	3,4
Концентрация фосфатов, мг/дм ³	10	15	2

Значения параметров функции цели условно приняты следующие:

$$c'_1 = 7, c'_2 = 5, d'_1 = 1, d'_2 = 2.$$

Таблица 2 Результат расчета допустимых концентраций фосфатов в СВ (мг/дм³) и общие затраты на водоочистку (у.е./год)

Параметр	Выпуск № 1, C ₁	Выпуск № 2, C ₂	КС, C _{кв}	Расходы на водоочистку, Z
Оптимизационный подход	2,15	2,43	2,15	6,06
Подход, основанный на равномерном использовании ассимилирующей способности ВО между водопользователями [2]	2,32	2,32	2,15	6,26

Функция цели в этом случае имеет вид:

$$Z(C, q) = 7 \cdot q_1 - C_1 \cdot q_1 + 5 \cdot q_2 - 2 \cdot C_2 \cdot q_2 \quad (15)$$

Результат расчета допустимых концентраций предлагаемым оптимизационным методом, а также методом, основанным на равномерном использовании ассимилирующей способности ВО между водопользователями [2]

и табл. 2. (Сравнение результата с оптимизационным методом, заложенным в Инструкции, не представляется возможным, поскольку этот метод не предусматривает регулирование процессом очистки СВ.) Из результатов расчета видно, оптимизационный подход обеспечивает соблюдение экологической безопасности отведения сточных вод при меньших денежных затратах по сравнению с базовым подходом, изложенным в Инструкции.

Выводы

Предлагаемый вариант оптимизационной задачи по расчету ПДС имеет следующие преимущества по сравне-

нию с оптимизационной задачей, изложенной в действующей Инструкции:

- в задачу включаются помимо эксплуатационных еще и капитальные затраты на строительство и установку ОС;
- учитывается возможность регулирования параметрами очистки СВ;
- обеспечивается принцип сохранения сложившегося качества ВО.

Дальнейшие исследования в этом направлении заключаются в детальной постановке оптимизационной задачи по нахождению допустимого состава СВ, прошедших биологическую очистку.

Литература

1. Водный кодекс Украины. К., Видавничий Дім "Ін Юре", 2004. – 138 с..
2. Інструкція про порядок розробки та затвердження гранично-допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами: Затв. Мінприроди України 15.12.94. – Харків: УкрНЦОВ, 1994. – 79 с.
3. Сташук В.А., Яцик А.В. До питання водної політики в Україні на принципах басейнового управління водними ресурсами: [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://tib.znaimo.com.ua/download/docs-9401/25500-9401.doc>.
4. Проскурин О.А. Разбиение бассейна реки на локальные участки при реализации бассейнового принципа нормирования водоотведения / О.А. Проскурин, Ю.И. Капанина, О.И. Капанина // Водні ресурси України та меліорація земель: матеріали міжнар. конф., м. Київ, 22 берез. 2013 р — К., 2013. — С. 170—171.
5. Проскурин О.А. Оптимизационный подход к нормированию в сточных водах последовательно трансформирующихся веществ // Проблемы охраны навколишнього природного середовища та екологічної безпеки: Зб. наук. пр. УкрНДІЕП – Харків: ВД "Райдер", 2009. – №31 – С. 124–133.
6. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами. Постанова Кабінету Міністрів України N465 від 25.03.99.
7. Мишуков Б.Г., Соловьева Е.А. Удаление азота и фосфора на очистных сооружениях городской канализации // Вода и экология. Проблемы и решения. – 2004. – С. 6-9.
8. Про затвердження Нормативів екологічної безпеки водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства щодо гранично допустимих концентрацій органічних та мінеральних речовин у морських та прісних водах (біохімічного споживання кисню (БСК-5), хімічного споживання кисню (ХСК), завислих речовин та амонійного азоту). Наказ Мінагрополітики N 471 від 30.07.2012 // http://www.leonorm.com.ua/P/NL_DOC/UA/201201/Nak471.htm

УДК 504.054:504.06:504.75

МОДЕЛЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ ВПЛИВУ СМІТТЄЗВАЛИЩ НА ПІДЗЕМНІ ВОДИ

Новохацька Н. А., Крета Д. Л.

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України,
Чоколівський бульв., 13, 03186, м. Київ,

E-mail: 6802146@ukr.net ; novokhatska.natalia@gmail.com

Пропонується методологія моделювання та прогнозування забруднення навколо місць видалення відходів. Наведено результати дослідження впливу сміттєзвалищ на підземні води. Використано математичне моделювання міграції забруднення за глибиною потоку. Ключові слова: тверді побутові відходи, місця видалення відходів, моніторинг, моделювання.

Моделирование и прогнозирование влияния свалок на подземные воды. Предлагается методология моделирования и прогнозирования загрязнения вокруг мест удаления отходов. Представлено исследование влияния свалок на подземные воды. Использовано математическое моделирование миграции загрязнения по глубине потока. *Ключевые слова:* твердые бытовые отходы, места удаления отходов, моделирование

Modelling and forecasting the impact of landfills on groundwater. This article proposes a methodology for modeling and prediction of pollution around waste disposal sites. Presented by the study of the impact of landfills on groundwater. Used mathematical modeling of pollution migration depth of flow. *Keywords:* municipal solid waste, waste places, modeling

Прогресуюче накопичення відходів призводить до появи величезної кількості звалищ і полігонів для їхнього зберігання. В Київській області, наприклад, станом на 01.01.2013р. налічується 30 полігонів для твердих побутових відходів (ТПВ) загальною площею 255,56 га. Ситуація, яка склалася з утворенням, використанням і захороненням відходів, призводить до значних втрат природних ресурсів, виникнення незворотних процесів забруднення навколишнього середовища і завдає реальної загрози здоров'ю населення. Органічна речовина, що міститься в твердих побутових відходах утворює

складний за хімічним складом фільтрат. Проникнення фільтрату в ґрунт і ґрунтові води призводить до забруднення, яке поширюється на значні відстані від полігону ТПВ. До стійких токсикантів відносяться важкі метали, адже вони в природних умовах погано розкладаються. З полігону до підземних вод потрапляють також хлориди, нітрати, сульфати та інші хімічні сполуки. Полігон ТПВ є гігантським реактором, де відбуваються процеси окислення, хімічного і біологічного розкладу органічних речовин та їх детоксикація. Звалище ТПВ, окрім відчуження значних кількостей землі, є джерелом за-

бруднення оточуючого середовища токсичними елементами, які не можуть бути залученими до природних циклів кругообігу речовин. Рухаючись трофічними ланцюгами, вони потрапляють до організму людини, завдаючи їй незворотних змін.

Постановка завдання та об'єкт дослідження

Дослідження впливу звалища ТПВ на стан навколишнього природного середовища проводяться в більшості країн світу. В Україні питанням забруднення території навколо місць видалення відходів приділено значну увагу науковцям (Яковлев Є. О., Красовський Г. Я., Клименко В. І., Бондар О. І., Пирський О. А., Медведева О. В., Олевська Т. В., Лисиченко Г. В., Орлова Т. О., Колядинський М. І., Годовська Т. Б., Фещенко В. П. та інші). Але, не зважаючи на велику кількість робіт щодо поводження з твердими побутовими відходами, слід зазначити, що ця проблема залишається мало вивченою.

Враховуючи суттєвий вплив полігонів для твердих побутових відходів на довкілля, виникає необхідність дослідження зони ураження токсичними речовинами, що мігрують із фільтратом. На сьогодні забруднення навколишнього середовища контролюється контактними методами (прямими), але практика свідчить про можливість і ефективність використання непрямих методів. Метою даного дослідження є обґрунтування можливості контролю стану довкілля методами математичного моделювання зони забруднення навколо місць видалення відходів.

Дослідження проводили на полігоні ТПВ Києво-Святошинського району Київської області. Полігон розташований в яру поблизу (1 км) ставка, який має рибогосподарське та рекреаційне значення для населення прилеглих населених пунктів, а постійний дренажний стік утворює невелику річку Сіверку. Таке розташування сміттєзвалища дає підстави стверджувати про наявний постійний і значний вплив на навколишнє природне середовище та здоров'я населення цього потенційно небезпечного об'єкту.

Методика проведення досліджень.

При дослідженні основних шляхів розповсюдження токсичних шкідливих речовин, що утворюються на полігоні, необхідно було вивчити міграційний потік забруднювачів. Оскільки пряме вимірювання його є практично неможливим через надзвичайно складний механізм формування шляхів міграції фільтрату з території полігону в масив, то було запропоновано використати методи математичного моделювання та прогнозування стану навколишнього природного середовища. Для вирішення поставлених завдань використані діючі методичні прийоми, які забезпечують комплексність досліджень під час аналізу впливу процесу фільтрації від джерела забруднення на довкілля [1].

Істотний вплив від сміттєзвалища зазнають ґрунтові води, забруднення потрапляє з поверхні ґрунтового покриву за рахунок фільтрації. Міграція забруднення відбувається за глибиною потоку в результаті дії конвективного і дифузно-конвективного переносу ра-

зом із основним переносом за напрямом потоку. Тому необхідно враховувати різні коефіцієнти дисперсії D_L та D_T уздовж і поперек напрямку. Вплив поперечної дисперсії буде здійснюватись у лінійному потоці водоносного пласту потужністю m . Дифузійна міграція забруднення має три

зони (рис. 1.): зона часткового змішування, в межах якої забруднення не розповсюджується на всю потужність пласта; зона перемішування, в якому забруднення відбувається у всьому пласті; зона повного змішування, в якому забруднення розповсюджується рівномірно.

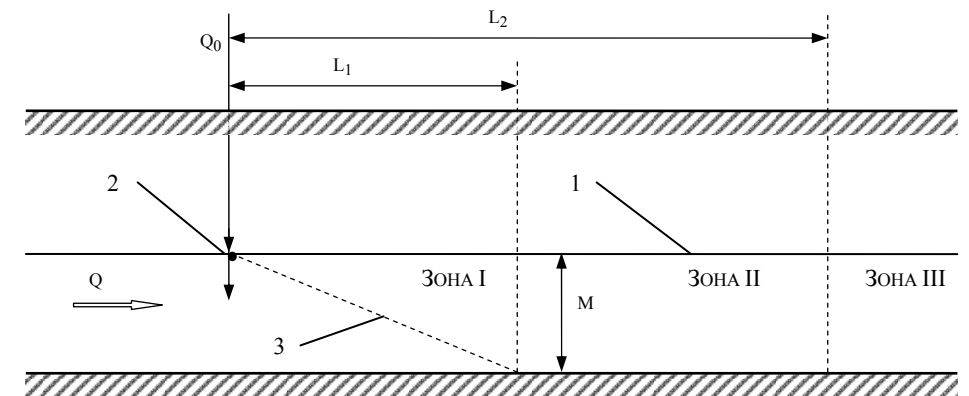


Рис. 1 Розподіл міграції забруднення в потоці ґрунтових вод: 1 – поверхня рівня ґрунтових вод; 2 – місце надходження забруднення до ґрунтових вод; 3 – дифузійне розповсюдження забруднення; L_1 – зона часткового змішування, м.; L_2 – зона перемішування, м.; L_3 – зона повного змішування, м.; m – потужність водоносного пласту, м.; q_0 – надходження забруднення до ґрунтових вод, $\text{м}^3/\text{с}$; q – питома витрата потоку, $\text{м}^3/\text{с}$.

Розподіл концентрації забруднення описується рівнянням з урахуванням сумарного коефіцієнта мікродисперсії D і має вигляд:

$$c = \frac{q_0 c_0}{\sqrt{\pi r} v D} \exp \left[-\frac{v(r-x)}{2 D_L} \right], \quad (1)$$

де c – концентрація забруднення в ґрунтовій воді; q_0 – надходження забруднення до ґрунтових вод, $\text{м}^3/\text{с}$; c_0 – концентрація джерела забруднення мг/л ; r – відстань від водоупору водоносного шару до місця, де викид забруднення відбувся через t , м.; v – швидкість фільтрації; D – сумарний коефіцієнт мікродисперсії; x – довжина потоку; D_L – коефіцієнт дисперсії уздовж напрямку потоку.

Дослідження, проведені Колядинським М. І., підтверджують, що дані математичних моделей та натурних вимірів достатньо співпадають. Тому представлена модель була використана для встановлення концентрації забруднення на досліджуваній території [2].

Результати дослідження

Досліджуване сміттєзвалище твердих побутових відходів розташовано між селищами Тарасівка і Крюківщина в межах задрової рівнини Київського полісся. Рівнина розчленована яружно-балковою системою, відмітки поверхні землі 155-

164 м. У геоструктурному відношенні район дослідження розташований в межах східного схилу Українського кристалічного щита. Геологічний розріз представлений четвертинними флювіогляціальними відкладами, які підстиляються ґрунтами неогену та палеогену. Флювіогляціальні відклади складаються з супісків та пісків кварцевих дрібних і середнього розміру, що залягають до глибини 20 метрів. На дні балки, яка використовується під сміттєзвалище, залягають пролювіальні супіски і піски потужністю до 5 м.

В районі розташування сміттєзвалища виявлено два горизонти ґрунтових вод, що схематично зображено на рисунку 2. Перший горизонт залягає в пролювіальних пісках на

глибині 1,5 м. Його виявлено тільки в дні балки, в її частині. У верхній частині балки він відсутній. Тобто, перший горизонт формується безпосередньо в балці за рахунок атмосферних опадів. Другий водоносний горизонт залягає на глибинах 5,5 – 12 м, відповідно в дні балки і біля верхньої частини схилів. Водовмісними ґрунтами є флювіогляціальні піски.

Перший і другий водоносні горизонти розділені тонким шаром супіску. Розвантаження горизонтів відбувається в східному напрямку уздовж балки. В середній частині перший горизонт води виходить на поверхню дна балки і утворює струмок. Другий водоносний горизонт утворює джерела в нижній частині балки.

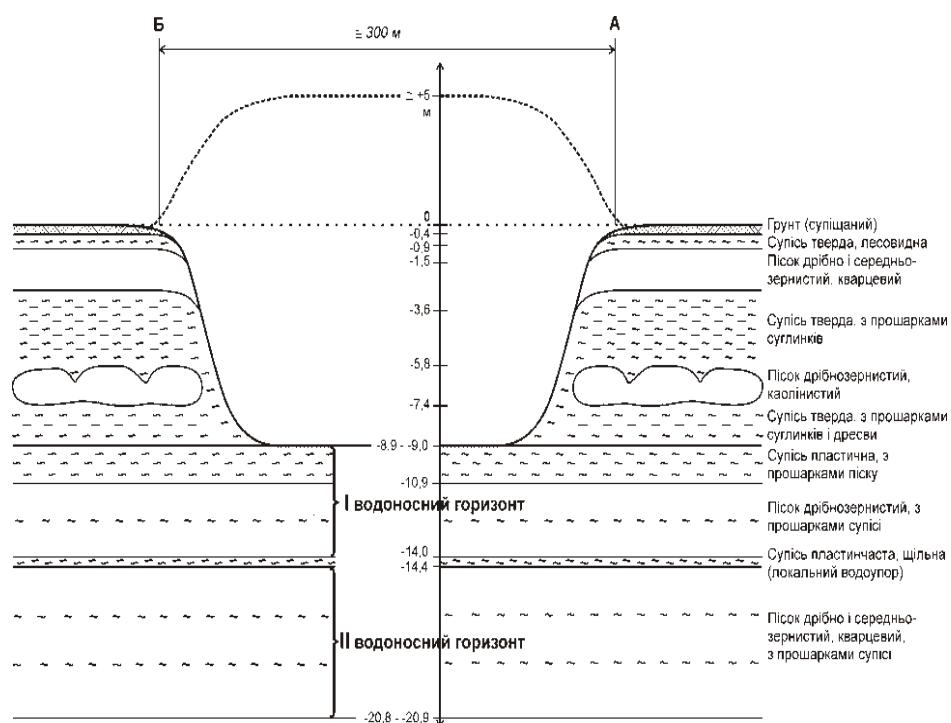


Рис. 2. Схематичний гідрогеологічний розріз балки, де розташований полігон ТПВ

За хімічним складом води належать до групи гідрокарбонатних кальцієвих, кальцієво-магнієвих, і магнієво-кальцієвих. Загальна мінералізація їх 0,06 -0,6 г/л. Дебіти свердловин змінюються від 15-20 до 30-35 л/сек. при питомих дебітах від 0,7-2 до 3-5 л/сек.

Моніторинг за якістю підземних вод здійснюється через спеціальну мережу свердловин та за виходами

підземних (дренажних) вод на поверхню. Одна спостережна свердловина побудована в днищі балки нижче розташування сміттєзвалища, друга свердловина – вище сміттєзвалища і є контрольною на чисту воду. Результати спостережень наведені в таблиці 1. Проаналізовано забруднення підземних вод нітратами, що перевищують показники ГДК в декілька разів (рис. 3).

Таблиця 1 Моніторинг підземних вод в районі розташування досліджуваного полігону ТПВ

№ п/п	Показник	Норма	2010 рік				2011 рік				2012 рік			
			Свердловина №1		Свердловина №2		Свердловина №1		Свердловина №2		Свердловина №1		Свердловина №2	
			Факт	Пер-ня	Факт	Пер-ня	Факт	Пер-ня	Факт	Пер-ня	Факт	Пер-ня	Факт	Пер-ня
1.	Запах, бал.	1	4	+	3	+	2	+	2	+	3	+	3	+
2.	Кольоровість, град.	-	455	+	853	+	25	+	48	+	25	+	17	+
3.	Мутність	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4.	Рн	6,5-8,5	7,6	-	7,4	-	6,7	-	6,9	-	6,8	-	7,4	-
5.	Окислення, мг/ел	6	11,8	+	9	+	8	+	8	+	5,2	-	3	-
6.	Азот аміаку, мг/л	2	2,5	-	5,5	+	1	-	2,9	+	3,6	-	0,26	-
7.	Азот нітритів, мг/дм	3,3	0,096	-	0,033	-	0,17	-	0,025	-	0,22	-	0,026	-
8.	Азот нітратів, мг/дм	0,45	<0,5	+	<0,5	+	<0,6	+	<0,5	+	<2,25	+	<12,0	+
9.	Загальна жорсткість, мг-екв/дм3	7	7	-	10	+	3,5	-	5	-	10	+	5	-
10.	Хлориди, мг-дм	350	82,6	-	78,4	-	43,4	-	68,6	-	102,2	-	21	-
11.	Сульфати, мг-дм	500	2,5	-	16,2	-	14,2	-	4	-	29,4	-	25,4	-
12.	Залізо, мг-дм	0,3	7,1	+	8,4	+	8	+	6,7	+	7,8	+	8,2	+

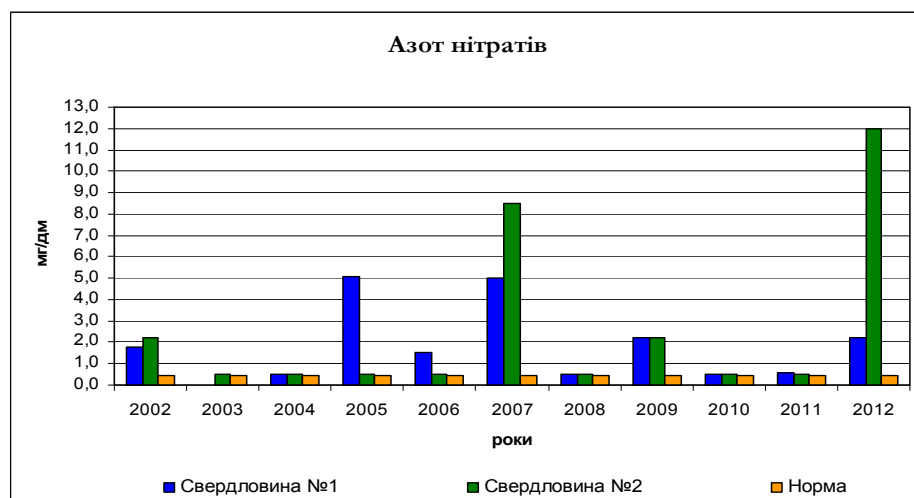


Рис. 3. Аналіз забруднення підземних вод

Дренажний стік на поверхні накопичується у відстійнику утвореного фільтрату. Спостереження хімічного складу фільтрату не проводяться службами моніторингу, тому

було проведено відбір проб води із відстійника в (табл. 2.). Перевищення показників ГДК зафіксовано в декілька разів.

Таблиця 2 Аналізи проб води в ставку-накопичувачі фільтрату

макрокомпоненти (мг/л)		2012р.	2013 р.	2014 р.	ГДК, мг/л
Натрій	Na	1940,40	1959,06	1980,26	120
Калій	K	1928,80	1916,90	1941,50	50
Кальцій	Ca	140,20	139,50	139,90	180
Магній	Mg	105,53	107,73	111,24	40
Залізо	Fe	2,58	2,73	3,26	0,3
Гідрокарбонат-іон	HCO ₃ -	0,00	0,00	0,00	250
Хлорид-іон	Cl -	0,00	0,00	0,00	250
Сульфат-іон	SO ₄ -2	932,30	972,20	994,50	250
Нітрати, сіль азотної кислоти	NO ₃ -	309,80	310,74	312,40	45
Сум. мінерал.		5408,86	5408,86	5408,86	
Сух. зал. (г/л)		13,532	13,734	14,149	1

Аналіз даних свідчить, що полігон ТПВ спричиняє забруднення ґрунту та підземних вод і розповсюджується в бік річки Сіврки, яка має свій початок саме із джерела біля сміттєзвалища. Було запропоновано спрогнозувати

наслідки надзвичайної ситуації (НС) у МВВ - залповий скид забруднених стоків з його території (змив) та/або з водойми-накопичувача фільтрату (перелив через греблю чи її прорив). Перелив через греблю можливий навесні

під час аномально високої повені (швидкого танення великих снігів) або влітку-восени через аномально високі зливові опади [3]. На рисунку 4 – досліджуваний полігон ТПВ, розта-

шування ставка-накопичувача фільтрату та зона ймовірного затоплення при аварійному залповому ви-току фільтраційних вод.



Рис. 4. Ймовірна надзвичайна ситуація на полігоні ТПВ з аварійним викидом забрудненого фільтрату

Розрахунок об'єму аварійного скиду передбачає визначення площі водозбору ставка-накопичувача, площі і середньої глибини ставка до НС та максимально припустимої (фактичної і резервної об'єми ставка), інтенсивності (мм/сек) і тривалості опадів, інтенсивності просочування, висоти снігового покриву, інтенсивності і тривалості сніготанення тощо. Встановлення площі водозбору вимагає морфометричного аналізу, однак у першому наближенні вона може бути апроксимована площею складування відходів або загальною площею полігону.

Для досліджуваного полігону здійснено оцінку потенційного об'єму аварійного скиду на основі кліматичного параметра найбільших сумарних опадів за одну зливу у теп-

лий період (квітень-листопад), що дорівнює 130 мм. Тривалість зливи прийнята у 0,5 годин (прирівняна до тривалості скидання забруднених стоків). Водозбірна площа ставка-накопичувача задана проектною площею полігону (15 га). Тоді максимальний об'єм аварійного стоку забруднених вод у ставок-накопичувач дорівнюватиме сумі стоку з полігону за цей час: $Q_1 \approx 19500 \text{ м}^3$ ($Q_{(t)} \approx 39 \text{ тис. м}^3/\text{год}$). Обсяг фільтрату до початку НС знайдено із його приблизних геометричних параметрів влітку 2011 р. (довжина 100, ширина – 20, середня глибина – 2 м.), тобто $\approx 4000 \text{ м}^3$. Резервний об'єм ставка (Q_2) прийнято у 30% від накопиченого обсягу фільтрату $\approx 1200 \text{ м}^3$. Тоді максимальний об'єм аварійного скиду забруднених стоків у балку нижче території

полігону становитиме: $Q_e = Q_1 - Q_2 \approx 18300 \text{ м}^3$.

Упродовж руху приблизно у 1 км до рибогосподарського ставка (фронтом шириною до 200 м) хвиля поверхневого стоку забрудненого скиду зазнаватиме розбавлення відносно чистою водою (об'ємом $Q_3 = Q_{sv} + Q_{ds}$), а також просочування (приймаємо його максимальний обсяг у 10%, оскільки хвиля йтиме майже на 100% обводненими заболоченими луками і чагарниками). $Q_{sv} \approx 23400 \text{ м}^3$, це – зливіві опади з урахуванням просочування ($k_{np} = 0,1$) над площею, якою пройшла хвиля (добуток фронту хвилі на довжину шляху, сумарні опади і коефіцієнт просочування). Q_{ds} – додатковий зливовий стік з незабруднених площ з урахуванням просочування

(приймаємо $Q_{ds} = 0,2 \cdot Q_{sv} \approx 4680 \text{ м}^3$). За наведених припущень об'єм надходження відносно чистої води становитиме $Q_3 \approx 28080 \text{ м}^3$ і загальний об'єм стоків, що досягне рибогосподарського ставка, становитиме: $Q = Q_e + Q_3 \approx 46340 \text{ м}^3$, причому: $Q_e : Q \approx 39 : 100$. Обернено до цієї пропорції зменшиться концентрація забруднюючих речовин у аварійному стоці, що досягне рибогосподарського ставка.

Розподіл концентрації забруднення та оцінку впливу розповсюдження розчину фільтраційних вод за глибиною потоку було запропоновано здійснити на прикладі нітратів за формулою 1. Результати математичного моделювання конвективно-дифузного переносу представлені на рис. 5.

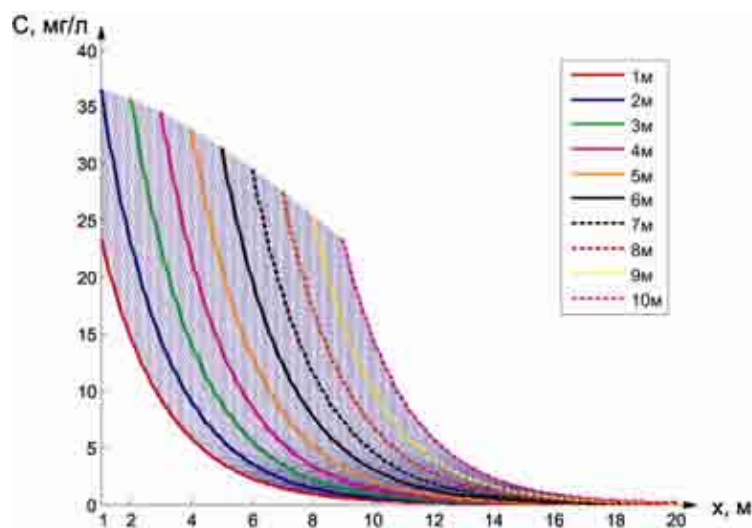


Рис. 5. Розподіл концентрації забруднення нітратами в ґрунті та підземних водах.

Моделювання зони забруднення навколо полігону здійснювалося у середовищі ГІС, що потребує створення цифрової моделі рельєфу з метою визначення показників крутості, ухилу, довжини схилів та тальвегів,

контурів і площі водозборів на основі оцифрованих топографічних карт і планів, наприклад, засобами ArcINFO/ArcGIS з модулями Spatial Analyst та ArcScene/3DAnalyst, які включають в себе індивідуальний

набір геопросторових тематичних шарів у векторній або растровій формах, а також атрибутивних даних у табличній або текстовій формах об'єкта дослідження. Для успішного виконання зазначених цілей було залучено до дослідження космічні знімки надвисокого просторового розрізнення (0,5 – 15 м.) у спектральному діапазоні 0,4 – 1,1 мкм., а саме QuickBird, WorldView, GeoEye, Pleiades, Ikonos та інші.

Висновки.

За допомогою побудованої моделі проведено аналіз впливу полігону ТПВ на підземні води, які використовуються для водопостачання населеними пунктами поблизу МВВ. Представлене моделювання забруднення полігоном ТПВ дозволяє стверджувати, що

забруднювачі від сміттєзвалища високо мінералізують ґрунти та ґрунтові підземні води, забруднюють р. Сіврку, що впливає на якість сільськогосподарської продукції, одержаної з угідь навколо полігону та на якість води у колодязях с. Тарасівка. Спрогнозований розвиток негативних явищ і процесів, що значно підвищує рівень екологічної безпеки на регіональному та державному рівні, надає можливість розробки комплексу заходів щодо зменшення впливу на довкілля ТПВ. Адекватне вирішення питання екологічно безпечного збереження побутових відходів забезпечать не тільки комфортні умови життя людей і оптимальні санітарно-гігієнічні умови їхньої діяльності, але й можливість існування атмосфери, гідросфери, літосфери та біосфери загалом.

Література

1. Стан довкілля: моделі та прогноз / Л. І. Антошкіна [та ін.]. – Д. : Наука і освіта, 2003. – 326 с.;
2. Довкілля в умовах впливу сміттєзвалищ / О. І. Бондар, Б. П. Клімчук, М. І. Колядинський, Я. О. Мольчак. – Луцьк : РВВ ЛНТУ, 2013. – 246 с.;
3. Новохацька Н. А. Можливості застосування ГІС і ДЗЗ для оцінки потенційних еколого-економічних збитків від місць видалення відходів / Н. А. Новохацька, О. Г. Рогожин, В. О. Трофимчук // Матеріали XII Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні інформаційні технології управління екологічною безпекою, природокористуванням, заходами з надзвичайних ситуацій»: збірник наукових праць. - Київ – Харків – АР Крим, 2013. – С. 158-165.

ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

УДК 332.334

ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНІ АСПЕКТИ ОПТИМІЗАЦІЇ ВИКОРИСТАННЯ ЗЕМЕЛЬНИХ ДІЛЯНОК ЛІСОВОГО ФОНДУ

Сакаль О.В.

Державна установа «Інститут економіки природокористування та сталого розвитку Національної академії наук України»,
бульвар Тараса Шевченка, 60, 01032, м. Київ,
reception@ecos.kiev.ua

Проаналізовано основні напрями формування оптимального використання земельних ресурсів, зокрема, земельних ділянок і ділянок лісового фонду відповідно до світоглядної концепції сталого розвитку. Обґрунтовано, що оптимізація використання земельних ділянок лісового фонду передбачає регуляторний – стимулюючий та обмежувальний – вплив механізмів на структурно-функціональну і просторову організацію території як складної ієрархічної системи суспільство-природне середовище. *Ключові слова:* землеволодіння, землекористування, земельна ділянка лісового фонду, екосистемні товари і послуги, оптимізація.

Эколого-экономические аспекты оптимизации использования земельных участков лесного фонда. Сакаль О.В. Проанализированы основные направления формирования оптимального использования земельных ресурсов, в частности, земельных участков и участков лесного фонда в соответствии с мировоззренческой концепции устойчивого развития. Обосновано, что оптимизация использования земельных участков лесного фонда предусматривает регуляторный – стимулирующий и ограничительный – влияние механизмов на структурно – функциональную и пространственную организацию территории как сложной иерархической системы общество – среду. *Ключевые слова:* землевладения, землепользования, земельный участок лесного фонда, экосистемных товары и услуги, оптимизация.

Ecological and economic aspects optimization of use land parcels of forest fund. Sakal O. The basic directions of forming the optimal land use, particularly areas and land parcels of forest fund under the ideological concept of sustainable development was analyzed. Substantiated that the optimization of use land parcels of forest fund provides regulatory – stimulating and limiting – impact mechanisms on the structural-functional and spatial organization of the territory as a complex hierarchical system of society-environment. *Keywords:* land tenure, land use, land parcels of forest fund, ecosystem goods and services, optimization.

Постановка проблеми у загальному вигляді та її зв'язок із важливими науково-практичними завданнями. Актуальність теми дослідження

зумовлена загостренням конфліктів, з приводу використання земельних ресурсів як предмета і засобу праці, а також просторової бази існування екосистем, збереження і відтворення потенціалу продуктивності ґрунтів, тобто, узгодження економічних і екологічних інтересів землеволодіння і землекористування всіх зацікавлених осіб.

Попри того, що земельні ресурси класифікують як відновлювальні і відповідно до положень концепції сталого розвитку та застосовують екосистемний підхід до аналізу, можна констатувати незадовільний екологічний стан навколишнього середовища та деградацію земель в Україні. Відтак, втрачаються не тільки фізичні ресурси землі, але й екосистемні товари і послуги, а проблема еколого-економічної оптимізації землеволодіння і землекористування щодо ділянок лісового фонду не втрачає актуальності і набуває особливої гостроти із дедалі більшим ускладненням глобальних проблем людства.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

За оцінками експертів, зробленими у рамках програми ЮНЕП ООН «Оцінка екосистем на порозі тисячоліття» (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), за останні 50 років у світі близько 60 % екосистемних послуг, з них 70 % регулювальних і культурних послуг, зазнали негативного антропогенного впливу [1]. На сьогодні відбувається їхня подальша деградація у зв'язку із зростанням чисельності населення Землі, економічної експансії, трансформацій

у землекористуванні та кліматичних змін. Особливо істотні антропогенні зміни екосистем відбуваються в сільському господарстві, адже на сьогодні близько 35% земної поверхні використовується в аграрному секторі економіки.

Завдання формування системи механізмів та інструментів оптимізації використання потенціалу земельних ділянок лісового фонду України слід пов'язувати з поширенням процесів просторової трансформації ландшафтів та структури економіки. Це зміни у структурі земель і складі угідь у регіонах, секторах та галузях національної економіки та землевласників (землекористувачів), забезпечення оптимальної лісистості країни та окремих регіонів для збереження, охорони та відтворення лісових екосистем та їхньої продуктивності.

Мета досліджень – обґрунтування основних напрямів формування оптимального використання земельних ресурсів, зокрема, земельних ділянок і ділянок лісового фонду у новітніх соціально-економічних умовах України відповідно до положень сталого розвитку.

Об'єктом дослідження є процеси регулювання використання земельних ділянок і ділянок лісового фонду України.

Виклад основного матеріалу дослідження

Оптимальне природокористування розглядаємо як управління природними ресурсами і процесами їх використання всіма зацікавленими особами відповідно до основоположних принципів концепції сталого розвитку.

Отже, управління земельними ресурсами і процесами землекористування у довгостроковій перспективі має забезпечувати збалансування приватних та суспільних еколого-економічних інтересів, максимізацію суспільного добробуту шляхом найкращого з доступних альтернативних способів використання потенціалу продуктивності земель, у тому числі екосистемних товарів і послуг. Виділено основні напрями оптимального використання земельних ресурсів та детально проаналізовано земельні ділянки лісового фонду України:

- інституціональне забезпечення регулювання суспільних відносин щодо земель;
- оцінювання земельних ресурсів, екосистемних товарів і послуг;
- оцінювання найкращого з альтернативних управлінських рішень щодо земель на основі виявлення та врахування всіх можливих зовнішніх впливів на землеволодіння і землекористування.
- Механізми, інструменти регулювання процесів землеволодіння і землекористування та важелі інтерналізації позитивних і негативних зовнішніх впливів на землекористування і землеволодіння.

В оптимізації використання земельних ділянок і ділянок лісового фонду України та досягненні стратегічної мети і поточних завдань важливо подолати неузгодженість дій, що призводить до конфлікту інтересів зацікавлених сторін (стейкхолдерів) щодо земель, лісових ресурсів, товарів та послуг лісових екосистем. Суб'єкт управління земельними відносинами, що формує політику (стратегію) у сфері природокористування, представляє суспільні інтереси.

Суб'єкти реалізації політики (стратегії) на різних організаційних рівнях та суб'єкти господарювання можуть переслідувати різні цілі. Прийняття оптимальних управлінських рішень потребує гнучких механізмів забезпечення і стимулювання збалансованого використання потенціалу природних ресурсів, їх відтворення та охорони для досягнення паритету екологічних, економічних та соціальних аспектів сталого розвитку.

Інституціональне забезпечення регулювання відносин щодо земель передбачає гармонізацію суспільних і приватних інтересів, визначення режиму власності, прав, обов'язків та відповідальності власників й користувачів ресурсами, структуру, повноваження і відповідальність секторальних (профільних, ресурсних), зовнішніх державних та місцевих органів управління, контролю та охорони довкілля, регламентації участі громадськості та неурядових організацій. Як результат, у першу чергу, необхідно формувати дієве законодавче поле відповідно до вимог часу, забезпечувати оптимальні структури власності і рівних конкурентних умов для всіх форм власності, обґрунтовано розподіляти функції управління, контролю й охорони природокористування, балансувати централізовані та децентралізовані повноваження центральних і місцевих органів влади. Механізм реалізації права власності на землю передбачає гарантування прав юридичним особам і громадянам, що забезпечується надійною системою реєстрації та обліку прав і об'єктів власності.

У зв'язку із правом володіння природним ресурсом і отримання доходу виникає відповідальність за кількісні

та якісні параметри об'єкта власності (земельної ділянки) та стан довкілля. Для захисту інтересів власника та гарантування екологічної безпеки необхідно визначити та інституціонально закріпити міру відповідальності за порушення або недотримання природоохоронних вимог та обмежень, нормування і стандартизації.

Для вдосконалення управлінського обліку, обґрунтування рішень необхідно враховувати особливий статус і роль вкритих лісовою рослинністю земель у добробуті не лише місцевих громад, але й у глобальному масштабі. Доцільно гармонізувати та уніфікувати положення земельного, лісового та іншого ресурсного і природоохоронного законодавства, що регулюють суспільні відносини щодо таких ділянок. Земельний кодекс України визначає таку категорію земель як землі лісогосподарського призначення, тоді як Лісовий кодекс України, окрім норм про землі лісогосподарського призначення, оперує поняттями лісова ділянка та земельна лісова ділянка як ділянки лісового фонду [2,3].

На оптимальну структуру власності на природні ресурси впливає широкий спектр чинників, які враховують особливості виду природного ресурсу (доступність, освоєність, обмеженість, відтворюваність тощо) та їх значення у галузях та секторах національної та регіональної економіки. Визначальним критерієм оцінки ефективності тієї чи іншої форми власності в процесі її функціонування повинна бути економічна і соціальна результативність.

У завданнях по оптимізації використання потенціалу земельних ділянок лісового фонду об'єкт дослідження розглядаємо як складну багаторівневу систему, що зумовлює пошуки критичних точок та меж самовідтворення системи, а відтак оцінку потенціалу земель, їх асиміляційний потенціал, що у результаті визначатимуть принципи, критерії та індикатори оптимальності – збалансованість або незбалансованість розвитку.

Для прийняття управлінських рішень щодо оптимального використання і володіння земельними ресурсами України, зокрема, земельних ділянок лісового фонду, слід враховувати багатоманітність еколого-соціальних функцій природних екосистем та проблеми їх оцінювання. Вирішення проблеми оптимізації площі вкритих лісовою рослинністю земель, у тому числі лісових земель, потребує врахування особливостей регулювання процесу природокористування відповідно до світоглядної концепції сталого розвитку, положень нормативних та позитивних економічних теорій щодо природних ресурсів.

Оцінювання найкращого з альтернативних управлінських рішень щодо земель передбачає систему критеріїв та індикаторів на основі внеску земельних ресурсів у забезпечення суспільного добробуту на національному, мезо-, так локальному рівні – за структурою земель і складом угідь у розрізі регіонів, секторів та галузей національної економіки та землевласників (землекористувачів). Осіб, що приймають рішення щодо перспектив соціально-економічного розвитку держави та стану довкілля, а

також дослідників концепції сталого розвитку насамперед цікавить завдання формування групи індикаторів, критеріїв або показників для оцінки сталості, без врахування їх спроможності щодо реального опису суперскладних ієрархічних систем, якими є суспільство та природне середовище у своєму причинно-наслідковому зв'язку.

В управлінських рішеннях щодо використання або зміни цільового призначення земель рідко враховуються наслідки для екосистем, які можуть вплинути на їх кількість та (або) якість, або призвести до еколого-економічних втрат. Узагальнено можна стверджувати, що це зовнішні ефекти – екстерналії, спричинені неповними знаннями про послуги екосистем і неадекватне розуміння ролей тривіальних на вигляд компонентів довкілля.

Припускаємо, що найістотнішим чинником неефективних управлінських рішень щодо природокористування є те, що більшість товарів і послуг екосистем не мають монетарної оцінки, а рішення щодо використання ресурсу приймаються у результаті спрощеного аналізу вигод і витрат.

В управлінських рішеннях щодо земель не враховується, що вигоди від використання ресурсу зазвичай отримують невеликі групи людей або теперішнє покоління, тоді як втрати екосистемних товарів і послуг, отримані в результаті прийнятого рішення, перекладаються на все суспільство або майбутні покоління. Більшість товарів і послуг лісових екосистем залишаються за межами ринку, що призводить до розбіжності

між соціальною цінністю лісів і доходами лісо(земле)власників.

Вигоди, що надходять від конкретної екосистеми, поширюються на величезні території і розподіляються нерівномірно. Така «дифузія» вигод накладається на різні групи споживачів послуг і через латентний характер багатьох вигод традиційна економіка враховує ці послуги переважно безкоштовними, їх роль не дооцінюється, що в кінцевому результаті призводить до деградації ресурсу або погіршення стану навколишнього середовища. Така ситуація описана в економічній літературі як «трагедія громади» і ґрунтується на припущенні, що індивіди за будь-яких умов керуються егоїстичними намірами у короткотерміновій перспективі і діють всупереч власному благу у довгостроковому періоді. Відтак, за такого припущення, не існує технічної можливості вирішення глобальних проблем, вони потребують змін у поведінці і звичках людини.

Для економіки найважливішим завданням стає економічна ідентифікація і «монетаризація» вигід від екосистемних послуг, або облік та інтерналізація латентних позитивних зовнішніх ефектів – вигод від екосистем. Відтак перспективним механізмом у такому випадку може стати запровадження платежів за екосистемні послуги – інноваційний підхід до перерозподілу фінансових потоків на користь власника природного ресурсу. Це механізм емпіричної реалізації задекларованого у Конституції України права власності українського народу на землю та інші природні ресурси [4].

Висновки і перспективи подальших розвідок у даному напрямі

Оптимізація використання земельних ділянок лісового фонду передбачає регуляторний (стимулюючий) та обмежувальний вплив механізмів на структурно-функціональну і просторову організацію території як складної ієрархічної системи «суспільство-природне середовище».

Оптимізація використання земель з урахуванням оцінки екосистемних послуг у процесі прийняття управлінських рішень дозволить не тільки запобігти погіршення стану

навколишнього середовища, але й забезпечити формування фондів на ліквідацію негативних наслідків. Інтерналізація екосистемних ефектів шляхом встановлення платежів за екосистемні послуги може стати дієвим економічним інструментом, що забезпечує збереження і раціональне використання всіх функцій природного капіталу. Перспективами подальших досліджень у цьому напрямі є формування і подальше вдосконалення системи механізмів оптимізації використання земель, зокрема, ділянок лісового фонду, на основі дослідження та оцінки товарів і послуг лісових екосистем.

Література

1. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being : synthesis [Електрон. ресурс] : Washington, DC : Island Press, 2005. – 140 p. – Режим доступу: <http://www.millenniumassessment.org/documents>.
2. Земельний кодекс України [Електрон. ресурс] : від 25.10.2001 р. № 2768; за станом на 05.02.2011 р. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=2768-14&p=1299739851587401>.
3. Лісовий кодекс України [Електрон. ресурс] : в редакції закону України № 3404-IV від 08 лютого 2006 р.; за станом на 01.01.2011 р. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=3852-12&p=1299739851587401>.
4. Конституція України [Електрон. ресурс] : від 28.06.1996 р. № 254к/96-ВР; редакція від 04.02.2011 р. на підставі закону України № 2952. – Режим доступу : <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=254%EA%2F96%E2%F0&p=1299671700530689>.

ЕКОЛОГІЧНІ ПИТАННЯ В КОНТЕКСТІ ЄВРОІНТЕГРАЦІЇ УКРАЇНИ

УДК 502.34:504.064.4

УКРАЇНСЬКЕ ЗАКОНОДАВСТВО ПРО ВІДХОДИ В СВІТЛІ ЄВРОІНТЕГРАЦІЙНИХ ПРОЦЕСІВ

Бондарь О.І., Виговська Г.П.
Державна екологічна академія
післядипломної освіти та управління
Мінприроди України
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ
e-mail: dei2005@ukr.net

Викладені результати порівняльного аналізу національного та європейського законодавства у сфері поводження з відходами. Акцентовано увагу на різних концептуальних підходах до створення відповідної нормативно-правової бази. Запропоновано напрями, пріоритети та цільові орієнтири щодо удосконалення національного законодавства з урахуванням європейського досвіду. *Ключові слова:* відходи, поводження з відходами, інфраструктура, законодавство, європейські директиви, адаптація законодавства.

Изложенные результаты сравнительного анализа национального и европейского законодательства в сфере обращения с отходами. Акцентировано внимание на разных концептуальных подходах к созданию соответствующей нормативно правовой базы. Предложены направления, приоритеты и целевые ориентиры, относительно усовершенствования национального законодательства с учетом европейского опыта. *Ключевые слова:* отходы, обращения с отходами, инфраструктура, законодательство, европейскиедирективы.

Is the Expounded results of comparative analysis of national and European legislation in the field of hand lingwastes. Attention isaccented on the different conceptual goin gnearcration of the proper normative lylegal bases. Directions, priorities and having a special purposeorientiri, areoffered in relation to the improvement of national legislation taking in to account European experience. *Keywords:* wastes, handlingswastes, infrastructure, legislation, Europeandirectives

На сьогодні утворення відходів на-
була глобального масштабу і стала не-
відкладним питанням державної полі-
тики для міжнародної спільноти загалом.
Зростаюча кількість відходів і пі-

двищення пов'язаної з ними небезпеки
значно впливає на екологію країн сві-
ту, навколишнє середовище, стан при-
родних ресурсів, умови життя і здо-
ров'я населення. Загострення екологі-

чних проблем спричиняє серйозну су-
перечність з цілями сталого розвитку.

В Україні складна розгалужена
структура господарського комплексу і
домінування в ньому ресурсоемних
багатовідхідних технологій вимагає
науково-обґрунтованих рішень в
управлінні відходами, що виходить за
рамки технологічних питань, оскільки
комплексні проблеми охоплюють усі
ключові вектори сталого розвитку –
екологічні, економічні (передусім ре-
сурсозберігаючі) і соціальні.

Складність і багатоплановість про-
блеми відходів, її нормативно-
правовому врегулювання вимагають
значної уваги на міжнародному, загалноєвропейському й національному
рівнях. Тому в країнах світу розроб-
ляються і діють чисельні нормативно-
правові акти щодо поводження з різ-
ними відходами.

Однією з найважливіших складо-
вих політики європейського вибору
України є адаптація національного за-
конодавства до норм Європейського
Союзу.

Підписання Угоди про асоціацію
між Україною, з однієї сторони, та Єв-
ропейським Союзом, Європейським
співтовариством з атомної енергії і їх-
німи державами членами, з іншої, (на-
далі – Угода про асоціацію), є важли-
вим кроком до адаптації законодавст-
ва [1].

Співробітництво у сфері охорони
навколишнього середовища в Угоді
про асоціацію закріплено у Главі 6 –
«Навколишнє природне середовище»
Розділ V «Економічне та галузеве
співробітництво».

В Угоді про асоціацію передбачено
адаптацію законодавства ЄС у сфері
охорони довкілля в межах восьми сек-
торів за тематичною спрямованістю

(Додаток XXX), що регламентується
29 джерелами права (Директивами та
Регламентами) у цій сфері.

Сектор 3 «Управління відходами та
ресурсами» (Waste and resource
management) з усього переліку містить
три директиви:

- Директива 2008/98/ЄС про відходи
та скасування деяких директив (Di-
rective 2008/98/EC on waste and re-
pealing certain Directives) [2];
- Директива 1999/31/ЄС про захоро-
нення відходів, змінена та допов-
нена Регламентом (ЄС) 1882/2003/
(Directive 1999/31/EC of 26 April
1999 on the landfill of waste as
amended be Regulation (EC)
1882/2003) [3];
- Директива 2006/21/ЄС про управ-
ління відходами видобувної про-
мисловості, якою вносяться зміни
до Директиви 2004/35/ЄС (Directive
2006/21/EC on the management of
waste from extractive industries and
amending Directive 2004/35/EC) [4].

Однак регулювання поводження з
відходами не обмежується тільки ци-
ми Директивами. Відомо, що і у попе-
редні роки під час підготовки до під-
писання Угоди про асоціацію України
з ЄС здійснювались певні кроки щодо
гармонізації законодавства. Відповід-
но до угоди про партнерство та спів-
робітництво Україна взяла на себе зо-
бов'язання адаптувати законодавство у
16 пріоритетних секторах [5].

У Плані дій Україна – ЄС (2005
рік) питанню охорони навколишнього
середовища присвячено окремий роз-
діл [6]. Порядок денний асоціації
Україна – ЄС для підготовки та спри-
яння імплементації Угоди про асоціа-
цію від 20 листопада 2009 року перед-
бачає співпрацю України та ЄС щодо
підготовки до імплементації актів

acquis ЄС, зазначених у відповідних додатках до проекту Угоди про асоціацію. Перелік Директив та Регламентів ЄС охоплює 31 джерело acquis ЄС у сфері охорони довкілля, зокрема і стосовно поводження з відходами [7].

Згідно Базового плану адаптації в Україні проведено значну роботу з аналізу юридичних невідповідностей між існуючим національним законодавством та правовою сферою ЄС. Як відмічають українські і зарубіжні експерти, з багатьох питань норми європейського й національного правового регулювання поводження з відходами співпадають [8,9]. Однак є і суттєві відмінності. Загалом рівень відповідності оцінюється як низький або середній і цьому напрямі працювали українські й зарубіжні експерти [8,9]. Вони обґрунтували доцільність приведення у відповідність термінологічного апарату та закріплення його у законодавстві, акцентували увагу на принципових підходах, визначених у Директиві 2008/98/ЄС щодо додержання ієрархії у вирішенні питань поводження з відходами, введення принципу розширеної відповідальності виробника, класифікації відходів та об'єктів накопичення та захоронення відходів, необхідності перегляду законодавства щодо відходів видобувної промисловості тощо.

Метя статті – висвітлити окремі концептуальні положення та шляхи їх реалізації в Україні, на основі аналізу порівняти національне законодавство у сфері поводження з відходами з відповідним законодавством ЄС.

Особливості нормативно-правового забезпечення поводження з відходами в Україні. Формування системи управління у сфері поводження з відходами та її нормативно-правове забезпечення започатковано Законом України «Про охорону на-

вколишнього природного середовища» у 1991 р. в рамках організаційно-економічного механізму природокористування. Закон визначив правові, економічні і соціальні основи організації охорони навколишнього природного середовища, зокрема стосовно і відходів. Законом в законодавче поле введено дозвільний порядок «захоронення (складування) промислових, побутових та інших відходів» та плату за забруднення навколишнього природного середовища, в тому числі і за розміщення відходів (нині екологічний податок) [10].

На сьогодні нормативно-правова база у сфері поводження з відходами в Україні є складною системою і охоплює правове регулювання основних процесів і проблем у цій сфері. Вона включає базовий рівень – основні, утворюючі систему акти та низку підзаконних актів різних рівнів і категорій. Серед них більше десяти законів, численних нормативних актів на рівні Кабінету Міністрів і регулятивних документів інших відомств. Загальну структуру національного законодавства наведено на рис 1.

Упровадження Закону України «Про відходи» започаткувало новий етап формування системи управління відходами з урахуванням сучасних світових пропозицій, яка поєднує адміністративні та економічні методи [11].

Адміністративні методи управління знайшли відображення в розроблених і впроваджених нормативних документах із різних напрямків діяльності щодо поводження з відходами.

Економічні методи управління реалізуються переважно через заходи обмежуючого характеру (нормативи, квоти, ліміти, платежі, дозволи, санкції тощо) і в меншій мірі – стиму-

люючого (пільги, пріоритетне фінансування, кредитування та ін.). Зокрема принцип «забруднювач платить» – через встановлення та стягнення зборів за розміщення відходів (нині екологічний податок). Створено спеціалізовані фонди для цільового фінансування

природоохоронних заходів, у т.ч. й щодо поводження з відходами та ін. Реалізація природоохоронного та ресурсозберігаючих заходів щодо управління відходами знайшло відображення у відповідних урядових програмах.

Закони, що регулюють окремі сфери поводження з відходами:	Базове законодавство у сфері поводження з відходами	Регулювання на підзаконному рівні
Кодекс України про надра Гірничий закон України Закони України: Податковий кодекс України «Про хімічні джерела струму» «Про поводження з радіоактивними відходами» «Про металобрухт» «Про забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя населення» «Про житлово-комунальні послуги» «Про вилучення з обігу, переробку, утилізацію, знищення або подальше використання неякісної та небезпечної продукції» «Про житлово-комунальні послуги» та ін.	Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» Закон України «Про відходи» Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» Національний план дій з охорони навколишнього природного середовища на 2011–2015 роки Класифікатор відходів ДК 005-96, затверджений наказом Держстандарту України 29.02.1996 N 89	Порядок ведення державного обліку та паспортизації відходів, затверджений Постановою КМУ від 1.11.1999 р. N 2034 Положення про контроль за транскордонними перевезеннями небезпечних відходів та їх утилізацією/видаленням, та Жовтий та Зелений переліки відходів, затверджені постановою КМУ від 13.07.2000 р. N 1120 Порядок ведення реєстру об'єктів утворення, оброблення та утилізації відходів, затверджений Постановою КМУ від 31.08.1998 р N 1360 Порядок ведення реєстру місць видалення відходів, затверджений Постановою КМУ від 3.08.1998 р. N 1216 Постанова КМУ від 26 липня 2001 р. N 915 «Про впровадження системи збирання, заготівлі та утилізації відходів як вторинної сировини» . ДСанПіН 2.2.7.029-99 "Гігієнічні вимоги щодо поводження з промисловими відходами та визначення їх класу небезпеки для здоров'я населення» Перелік небезпечних властивостей відходів, наказ Міністерства України від 16.10.2000 р. №165

Рис. 1. Структура національного законодавства про відходи

Закон України «Про відходи» в основному забезпечує певний рівень правового регулювання суттєвих про-

блем у цій сфері діяльності. Однак на сьогодні він не повною мірою відповідає сучасним світовим і, передусім,

європейським вимогам. Окремі його положення занадто абстрактні та неконкретні, до останнього часу залишаються декларативними і не впроваджені в практику управління.

Керівні принципи ЄС щодо відходів. Стале управління відходами належить до пріоритетних сфер діяльності ЄС з охорони навколишнього середовища. Основні керівні принципи щодо відходів були визначені Рамковою Директивою про відходи

75/442/ЄЕС (тепер 2008/98/ЄС), Директивою про небезпечні відходи 91/689/ЄЕС (нині скасована і замінена Директивою 2008/98/ЄС), Директивою 96/61/ЄС, яка замінена на Директиву 2008/1/ЄС щодо запобігання і контролю забруднень.

Крім того, в ЄС впроваджено ряд спеціальних директив, що регулюють відносини щодо різних потоків відходів та операцій поводження з ними (Рис.2).



Рис.2 Структура законодавства ЄС про відходи

Сучасне європейське законодавство передбачає новий підхід до проблеми скорочення відходів та їх використання.

У 2008 році Європейським парламентом та Радою прийнято нову директиву 2008/98/ЄС «Про відходи та відміну деяких інших директив», яка сприяє наближенню ЄС до "суспільства рециклінгу (утилізації)" та уникненню утворення відходів чи використання їх як ресурсів. **Директива вра-**

ховує весь життєвий цикл продукції та матеріалів, а не тільки стадію відходів, зосереджує увагу на зменшенні впливу відходів та поводження з ними на довкілля. Під час розробки екологічних критеріїв оцінки життєвого циклу продукції велику увагу приділено можливості максимального замкнення вхідних та вихідних потоків в її технологічному процесі продукційної системи – від придбання сировини до виробництва, експлуатації та утилі-

зації відходів (рециклінгу). Директива відноситься до шостої Програми дій з охорони навколишнього середовища Європейського Співтовариства на 2002–2012 рр.

Шоста Програма дій ЄС з охорони довкілля визначає одним із політичних принципів її реалізації інтегрований підхід, що передбачає інтеграцію стратегії стійкого управління ресурсами і стратегії по запобіганню утворення та рециклінгу відходів [12].

Головна мета програми – зниження кількості утворюваних відходів, зменшення їх частини відходів, що направляється на остаточне захоронення, в тому числі до 2020 року - підготовка до повторного використання та переробки.

Рада ЄС у Директиві 2008/98/ЄС пропонує п'ятиступеневу ієрархію управління відходами, яка має бути втілена державами-членами в межах їх національної політики щодо відходів: попередження виникнення відходів (найбажаніший варіант); повторне використання; переробка; інша утилізація (в тому числі енергетичне відновлення); безпечне розміщення або захоронення як крайній випадок.

При реалізації пріоритету першого порядку акцент робиться на зміні технологічного процесу й продукції з тим, щоб звести до мінімуму загальний обсяг утворення відходів. Це здійснюється шляхом контролю і оцінки залучених у виробничий процес природних ресурсів, відповідно продукції й відходів, **на всіх етапах життєвого циклу: від процесу виробництва до кінцевого споживання.** Основною технологічною вимогою стає застосування "найкращої з доступних технологій", що включає: застосування маловідходних технологій, використання

менш шкідливих речовин, відновлення та переробку відходів тощо.

Існує певна паралель між рамковою Директивою ЄС 2008/98/ЄС та законом України «Про відходи», в яких наведено базові принципи управління відходами, основні визначення щодо сфери поводження з відходами, підходи до ліцензування та визначення дозвільного порядку діяльності щодо окремих категорій відходів та операцій поводження з ними, дотримання екологічних вимог під час поводження з відходами, відповідний контроль тощо.

З огляду на європейське законодавство постійно удосконалювався і Закон України «Про відходи». Найбільш важливими для останнього періоду були зміни 2010 року щодо уточнення визначення поняття «відходи», тлумачення деяких інших термінів, використання тари і упаковки відповідно до європейської директиви «Про тару і упаковку», посилення відповідальності за правопорушення у сфері поводження з відходами, врегулювання питань щодо побутових відходів тощо.

При певному рівні кореляції Закону України «Про відходи» з Рамковою Директивою ЄС (на той час 75/442/ЄЕС, яка була замінена на 2008/98/ЄС), створення нормативно-правової бази в Україні в подальшому здійснювалось дещо іншим шляхом.

1. Національна нормативно-правова база у сфері поводження з відходами, на відміну від європейської, створювалась і продовжує формуватись без визначення загальної стратегії поводження з відходами та, відповідно, за відсутності базового стратегічного документу. В національних стратегічних документах екологічного спрямування, що приймалися

в попередні роки [13, 14], приділялася певна увага і проблемі відходів, однак в них не визначені структуровані і збалансовані напрями щодо досягнення цілей, особливо з фінансового забезпечення.

Натомість ЄС у своїх стратегіях окреслює принципові орієнтири політики поводження з відходами. Перша з них була прийнята в 1989 р. та переглянута у 1996 р. з урахуванням умов кінця ХХ століття.

З огляду на глобальний для суспільства характер проблеми Україна формує соціально адекватну систему поводження з відходами, визначає напрями, пріоритети та цільові орієнтири у сфері поводження з відходами для закріплення їх у документі національного рівня, наприклад, **національній доктрині поводження з відходами**.

2. Національна нормативно-правова база розвивалась у напрямі **загального регулювання поводження з відходами, коли застосовувались однакові підходи до всіх їх видів і категорій**. В цьому контексті на виконання вимог Закону України «Про відходи» в період 1998-2007 роки було розроблено і впроваджено низку нормативно-правових актів з врегулювання таких питань: встановлення лімітів на утворення та розміщення відходів (нині скасовано); державний облік, паспортизація відходів і відповідне інформаційне забезпечення (реєстри об'єктів видалення відходів, об'єктів утворення, оброблення та утилізації відходів); вимоги до транскордонного перевезення відходів (на виконання вимог Базельської конвенції); ліцензування та дозвільний порядок діяльності поводження з небезпечними відходами й окремими видами відходів як

вторинною сировиною; справляння плати (нині екологічного податку) за розміщення відходів тощо (рис.1). Однак основні інструменти регулювання, зокрема ліміти на утворення та розміщення відходів та плата за їх розміщення, виявилися малоефективними, для зміни негативної тенденції.

Європейське законодавство розвивалось у напрямі регулювання конкретних потоків відходів чи операцій поводження з ними і містить низку **Директив, що регулюють поводження з конкретними потоками відходів**, що враховують специфіку їх виникнення та подальшого поводження з ними (рис.2.). Це директиви ЄС про пакувальні матеріали, батареї й акумулятори, про відходи електричного та електронного обладнання, про транспортні засоби, термін експлуатації яких закінчився, про відходи видобувної промисловості, обмеження використання деяких небезпечних речовин в електричному та електронному обладнанні, видалення ПХД та ПХТ та ін. Такий підхід дає можливість розробити конкретні механізми, найбільш ефективні для конкретного типу відходів, акумулювати кошти та створити відповідну інфраструктуру. На жаль в Україні інфраструктура поводження з відходами перебуває на початковій стадії і процес її створення значно відстає від країн ЄС [15].

В Україні започатковано **створення нормативної бази регулювання конкретних потоків відходів та операцій поводження з ними** розроблено ряд проектів нормативно-правових актів (в основному, Технічних регламентів, що, на наш погляд, є правильним підходом). Однак цей процес просувається повільно й суперечливо.

Наприклад, останніми роками в Україні було декілька спроб розробити проект Технічного регламенту щодо відходів електронного та електричного обладнання та підготувати проект постанови Кабінету Міністрів України «Деякі питання збирання, заготівлі та утилізації відходів електронного і електричного обладнання». Однак до останнього часу вони залишаються не впровадженими. Це стосується і проекту закону про упаковку та відходи упаковки, який обговорюється вже понад десяти років.

Аналіз європейського досвіду свідчить про необхідність активізації розроблення й прийняття відповідних нормативно-правових актів. Це стосується спеціальних законопроектів, які регулюють діяльність, пов'язану з **тарою й упакованням, відходами гірничо-видобувної промисловості, та Технічних регламентів про відходи електричного й електронного обладнання; про спалювання відходів; поводження з відходами стічних вод, щодо приймання утворюваних на суднах відходів і залишків вантажу портовими спорудами** та ін.

3. В Україні забезпечення інформаційної підтримки розв'язання широкого кола питань державного управління у **сфері поводження з відходами мав би забезпечити державний класифікатор відходів ДК 005-96**, впроваджений у 1996 р. Однак він цієї функції не виконав, виявився практично недієздатним як інформаційно-аналітичний інструмент вирішення проблеми відходів. Отже, в Україні не вирішені питання ідентифікації й класифікації відходів, не впроваджені методичні розробки віднесення відходів до категорії небезпечних (за винятком токсичності).

На відмінну від національних підходів, за європейською практикою **відходи визначаються перш за все їх належністю до Європейського переліку відходів** (List of wastes) [16], що забезпечує чітку однозначність їх ідентифікації. Європейський перелік відходів – це система класифікації, яка охоплює всі типи відходів, включаючи небезпечні. Він є найбільш повним та погодженим інструментом інформаційного забезпечення у сфері поводження з відходами.

Роботи розроблення Класифікатора відходів, гармонізованого з Європейським переліком відходів, були започатковані ще в 2003 р. на виконання Розпорядження Кабінету Міністрів України від 15 березня 2002 р. № 138-р., яким передбачалась підготовка «Державного класифікатора відходів, гармонізованого з Європейським каталогом відходів» (п.48), який і досі не завершений. Рішення щодо необхідності розробки відповідного класифікатора приймалися і в наступні роки, але так само залишилися не завершеними.

З метою виконання міжнародних зобов'язань та чинного законодавства щодо забезпечення гармонізації з міжнародними стандартами у сфері відповідних класифікацій назріла нагальна необхідність у розробленні й прийнятті **Національного класифікатора (переліку) відходів**, що дасть змогу проводити порівняльний аналіз структури та обсягу утворення відходів у межах європейської статистики, а також сприятиме застосуванню сучасних передових технологій щодо поводження з усіма категоріями відходів.

4. І в національному і в європейському законодавстві застосовується принцип «забруднювач платить», а цим принципом витрати на поводжен-

ня з відходами несе утворювач (виробник) відходів або їх власник. Цей принцип реалізувався в Україні як плата (нині екологічний податок) за розміщення відходів. Плата розраховується на основі фактичних обсягів розміщення відходів, базових нормативів плати залежно від класу небезпеки відходів та регулюючих коефіцієнтів. Тут варто враховувати, що в попередні роки передбачалось справляти платежі як регулюючий інструменту в межах встановленого ліміту, а за перевищення ліміту нараховувати плату в п'ятикратному розмірі. З прийняттям Податкового кодексу України (2010 р.) скасовано плату за понадлімітні обсяги розміщення відходів. Тобто, цей і так не досить ефективний інструмент із регулюючого перетворився в чисто фіскальний. А в 2014 р. ліміти на розміщення відходів було взагалі скасовано. Плата справляється по факту розміщення відходів, тобто, цей інструмент спрямований на боротьбу з наслідками, а не за застосування превентивних заходів.

В Європейському Союзі та інших країнах наприкінці минулого століття набув поширення **принцип «розширеної відповідальності виробника»**. Цей принцип для країн-членів ЄС встановлений Директивою 2008/98/ЄС та втілений у практику директивами про упаковку та відходи упаковки, відходи електричного й електронного обладнання, хімічні джерела струму, зношені транспортні засоби тощо. За цим принципом на виробника покладено фінансову відповідальність із запобігання шкоди від продукції не тільки під час її виробництва й продажу, але й при її використанні та утилізації після закінчення терміну експлуатації.

Накладання розширеної відповідальності на виробника в цих Директивах є одним із засобів підтримки розробки та виробництва товарів, що повністю враховують та полегшують **ефективне використання ресурсів упродовж усього їхнього життєвого циклу**, включаючи їх відновлення, повторне використання, сортування та утилізацію без шкоди для вільного обігу товарів на внутрішньому ринку.

В Україні впровадження цього принципу набуло особливої актуальності в зв'язку з процесами адаптації, хоча перші спроби впровадити подібний механізм виявилися не досить вдалим.

Подібний механізм вперше в Україні був запроваджений постановою Кабінету Міністрів України від 26 липня 2001 року № 915, якою затверджено порядок збирання, сортування, транспортування, перероблення та утилізації використаної тари (упаковки), затверджені тарифи на надання відповідних послуг [17]. Згідно з цією постановою усі підприємства, що випускають або імпортують товари в упаковці, повинні забезпечити її утилізацію. Вони можуть це здійснювати самостійно або заключати договори з державною компанією «Укрекокомресурси» і на її рахунок перераховувати кошти за тарифами на утилізацію тари і упаковки (чи іншим спеціалізованим підприємством). Однак через недосконалість законодавчого підґрунтя зосередженість в одного суб'єкта управлінських, господарських і контролюючих функцій та з інших причин цей механізм виявився малоефективним.

Натомість в ЄС з метою подолання торгових бар'єрів при впровадженні Директиви про упаковку і відходи упаковки була заснована «Європейсь-

ка Відновлювальна Упаковочна Організація» (PRO EUROPE). Її першочергове завдання – передача марки “Зелена крапка” компетентним з цих питань організаціям і установам як маркувального знаку. Такими організаціями є офіційно визнані національні системи, створені в державах-членах ЄС. Кожна з них має свою національну систему, яка, зазвичай, охоплює виробників, імпортерів, пакувальників, фасувальників, організації по збиранню та сортуванню, підприємства утилізації, підприємства-ліквідатори. Це системи ARA в Австрії, Дуальна система в Німеччині, EKO-EMBALLAGES S.A. у Франції та ін.

Спільним для цих систем є те, що вони є **неприбутковими і фінансуються за рахунок ліцензійних внесків за розміщення упаковок на ринку компаніями, що приєдналися до організації і мають право маркувати свою упаковку знаком “Зелена крапка”**.

Національні системи базуються на таких основних принципах:

- фінансування промисловістю роздільного збирання, сортування, утилізації і рециклінгу використаної упаковки;
- діалог із споживачами з метою створення нової моделі поведінки;
- **незалежність від уряду компанії по управлінню відходами;**
- інтернаціоналізація зовнішніх витрат;
- впровадження відповідальності виробника.

Європейське законодавство накладає певні зобов'язання на держави-члени щодо обсягів та термінів утилізації та рециклінгу використаної упаковки.

Іншим прикладом можуть бути Директиви про електричне й електронне обладнання та хімічні джерела струму [18, 19]. Згідно з цими директивами основні принципи фінансування процедури переробки мають встановлюватися на рівні ЄС. Тут на **законодавчому рівні виробників електронних приладів зобов'язали безкоштовно приймати відпрацьоване або непридатне для подальшого використання електричне й електронне обладнання, нести відповідальність за його утилізацію, в тому числі і фінансову**.

Схеми фінансування повинні допомагати досягненню високих показників із видалення і переробки та привести до **виконання принципу відповідальності виробника**. Усі виробники, як це визначено директивами, мають бути зареєстрованими та фінансувати витрати на видалення, обробку та переробку усіх видалених батарей й акумуляторів та електронного обладнання.

Зазвичай **державне управління охоплює функції реєстрації й контролю. Державні органи не фінансують і не збирають коштів. Ці функції покладено на виробників**.

В Україні економічний механізм у сфері поводження з хімічними джерелами струму впроваджений Законом «Про хімічні джерела струму», в тому числі й відпрацьованими. Закон впроваджує екологічний грошовий заклад, який сплачується на спецрахунок держбюджету і відшкодовується споживачам після здачі відпрацьованих джерел струму спеціалізованим підприємствам. Але і цей механізм не виявився ефективним. В Законі України «Про відходи» та Національному плані дій з охорони навколишнього при-

родного середовища на 2011–2015 роки передбачено **розроблення й впровадження систем поводження щодо:** пакувальних матеріалів і тари; збирання, видалення, знешкодження та утилізації відпрацьованих олив (відпрацьованих нафтопродуктів); створення спеціальних центрів по збиранню та організації їх утилізації; збирання, заготівлі та утилізації зношених шин, гумотехнічних виробів та відходів гумотехнічного виробництва; створення спеціальних центрів по збиранню зношених шин та їх утилізації; збирання та утилізації непридатних до використання транспортних засобів; електричного та електронного обладнання (в тому числі й трансформаторів та стабілізаторів); збирання, видалення, знешкодження та утилізації відходів, що утворюються в процесі медичного обслуговування, ветеринарної практики, пов'язаних з ними дослідних робіт та будівельних відходів.

У 2011 р. на виконання цього положення розроблено та прийнято Кабінетом Міністрів України дві постанови – від 17 грудня 2012 р. № 1221 «Деякі питання збирання, видалення, знешкодження та утилізації відпрацьованих мастил (олив)» та від 27 липня 2011 р. № 1136 «Деякі питання збирання, заготівлі та утилізації зношених шин». Цими постановами передбачено плату за послуги з організації збирання, видалення, знешкодження та утилізації відпрацьованих мастил (олив) та зношених шин та створення відповідної інфраструктури. В них (та в інших проектах нормативно-правових актів, що розміщені на сайті Мінприроди для громадського обговорення), на відміну від європейських підходів, передбачена **головна функція держави у збиранні коштів**

і створенні відповідної інфраструктури. І знову існує загроза не досить ефективного використання коштів, оскільки вони зосереджуватимуться в однієї особи (уповноваженого підприємства), а в Україні вже є аналогічний досвід.

Отже, в Європейському Союзі та інших розвинених країнах світу застосування принципу «розширеної відповідальності виробника» дозволяє перекласти відповідальність за організацію збирання та утилізацію продукції після закінчення терміну її експлуатації на виробників або дистриб'ютерів цієї продукції. Держава залишає за собою контрольні функції. Натомість в Україні в розроблених та впроваджених нормативно-правових актах щодо регулювання окремих потоків відходів, а також у тих, які ще розробляються, **державу бере на себе обов'язок створювати інфраструктуру поводження з відходами, а також акумулювати кошти для цих цілей** (в особі уповноваженого підприємства). **В рамках адаптації законодавства та впровадження принципу «розширеної відповідальності виробника» необхідно забезпечити раціональне співвідношення державного регулювання й ринкових механізмів, перекласти на виробників відповідальність за виготовлення екологічно безпечної продукції, її екологічно безпечну експлуатацію, збирання та утилізацію після закінчення терміну експлуатації.**

5. В ієрархії пріоритетів ЄС полігонне захоронення відходів посідає найнижче місце через ризики забруднення навколишнього середовища та втрату ресурсів, що містяться у відходах. Одночасно полігони залишаються найбільш поширеним методом пово-

дження з відходами. Директива про полігонне захоронення відходів є однією з ключових у процесі імплементації національного законодавства у сфері поводження з відходами до відповідного законодавства ЄС. Директива ЄС 1999/31/ЄС зобов'язує держави-члени зменшувати захоронення відходів. Згідно параграфу 1 статті 5 цієї директиви держави-члени повинні прийняти національні стратегії зменшення захоронення відходів, що біологічно розкладаються. У п.2 визначено цільові орієнтири щодо зменшення кількості відходів, що біологічно розкладаються, та терміни їх досягнення.

В Україні роздільне збирання органічної частини побутових відходів та їх перероблення знаходяться на початковій стадії. В окремих документах передбачені відповідні заходи, однак вони носять фрагментарний та декларативний характер. На деяких полігонах передбачені площадки для компостування органічної частини відходів, але це лише поодинокі випадки. Так, Законом України «Про житлово-комунальні послуги» передбачено роздільне збирання твердих побутових відходів за компонентами, що входять до їх складу, а Методикою роздільного збирання побутових відходів, затвердженою наказом Мінрегіонбуду України 01.08.2011 № 133 класифіковано компоненти твердих побутових відходів та виділено органічну складову побутових відходів в окрему категорію.

Національним планом дій у рамках заходу «Упорядкування, реконструкція, рекультивація та будівництво для захоронення побутових відходів, оснащення їх системами компостування, збирання та утилізації біогазу, знешкодження фільтрату» (п.113) задекла-

ровано скорочення захоронення відходів, що біологічно розкладаються на 15% до 2015 року, однак цей захід не підкріплений практичними кроками та фінансовими гарантіями. В рамках імплементації законодавства доцільно розробити **Національну стратегію зменшення захоронення відходів, що біологічно розкладаються.**

Оцінка концептуальних відмінностей національних і європейських підходів до створення нормативно-правової бази поводження з відходами, свідчить що навіть у разі здійснення формальної імплементації то вона буде суперечити фактичному стану поводження з відходами, адже не вирішується основне завдання – **створення інфраструктури поводження з небезпечними відходами.** Нажаль, у схваленій Урядом **Концепції Загальнодержавної програми поводження з відходами на 2013-2020** [20] роки не визначена ієрархія європейських пріоритетів та відсутнє системне вирішення проблеми поводження з небезпечними відходами. Хоча Концепцією і передбачено створення інфраструктури поводження з відходами та упорядкування, реконструкція, будівництво нових сучасних полігонів, однак вона більше спрямована на побутові відходи. З огляду на європейський досвід та відповідні національні напрацювання для наближення законодавства до найважливіших завдань необхідно поряд із приведенням у відповідність термінологічної бази, запровадити ієрархії пріоритетів у сфері поводження з відходами, класифікацію полігонів тощо.

У національній доктрині поводження з відходами мають бути визначені напрями, пріоритети та цільо-

ві орієнтири у сфері поводження з відходами.

Розвиток законодавчого забезпечення має передбачати внесення змін і доповнень у діючі акти та розробку нових спеціальних законопроектів, які регулюють діяльність, пов'язану із **тарою й упакуванням, відходами гірничо-видобувної промисловості**.

Необхідно завершити, розробити й прийняти технічні регламенти про відходи електричного й електронного обладнання, про спалювання відходів, поводження з відходами стічних вод, щодо приймання утворюваних на судах відходів і залишків вантажу портовими спорудами тощо; розробити й впровадити Технічний регламент про захоронення відходів на полігонах, Національну стратегію зменшення захоронення відходів, що біологічно розкладаються.

Потребує розроблення й впровадження **Національного Класифікатора** (переліку) відходів, гармонізованого з європейським Переліком відходів та налагодження моніторингу за потоками відходів на базі відповідного інформаційного забезпечення.

Законодавче закріплення **принципу „розширеної відпо-**

відальності виробника”, переклавши на них **відповідальність за виготовлення екологічно безпечної продукції, її безпечну експлуатацію, збирання та утилізацію відходів цієї продукції та створення відповідної інфраструктури**; створення промислових потужностей із знешкодження і знищення небезпечних відходів, будівництво відповідних об'єктів інфраструктури, передусім, спеціальних полігонів (реалізація пілотних проектів).

Отже, в Україні проведена значна робота з гармонізації українського законодавства щодо поводження з відходами відповідно до норм ЄС. Але значною мірою українське законодавство є фрагментарним, неповним чи відмінним від відповідного законодавства ЄС, передусім у частині, що стосується захоронення відходів на полігонах, фінансових питань та невизначеності національної стратегії поводження з відходами.

Оскільки європейське законодавство постійно розвивається то і Україні необхідно продовжувати роботу з розбудови власної нормативно-правової бази і приведення її у відповідність до вимог екологічного права ЄС.

Література

1. Угода про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами членами, з іншої сторони. [Електронний ресурс] - Режим доступу: http://www.kmu.gov.ua/kmu/control/ru/publish/article?art_id=246581344&cat_id=223223535
2. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives.- Official Journal of the European Union.-2008.- L 312/3 - L 312/30
3. Директива Ради 1999/31/ЄС від 26 квітня 1999 року про захоронення відходів (ОВ L 182, 16.7.1999, С.1), (неофіційний переклад), [Електронний ресурс] - Режим доступу: http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/994_925
4. Directive 2006/21/EC on the management of waste from extractive industries and amending Directive 2004/35/EC// - Official Journal of the European Union 102, 11.4.2006, p.15-33.

5. Угода про партнерство та співробітництво між Україною і Європейськими Співтовариствами та їх державами-членами // Офіційний вісник України 29.06.2006. – №24. – С. 203.
6. План дій "Україна - Європейський Союз" [Електронний ресурс] - Режим доступу: http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/994_693
7. Порядок денний асоціації Україна - ЄС для підготовки та сприяння імплементації Угоди про асоціацію [Електронний ресурс] - Режим доступу: http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/994_990
8. Огляд стану адаптації законодавства України до *acquis communautaire* // Міністерство юстиції України, Державний департамент з питань адаптації законодавства. –К.: ВД «Професіонал», 2007
9. Огляд стану гармонізації законодавства України з вимогами права ЄС та Базовий план гармонізації законодавства України з правом ЄС (ДОВКІЛЛЯ), Київ, грудень 2011 [Електронний ресурс] - Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/media/files/Overview.pdf>
10. Закон України „Про охорону навколишнього природного середовища” № 1264-ХІІ від 25 черв. 1991 р. [із змінами, поточна редакція - Редакція від 18.11.2012, внесеними законами України]. [Електронний ресурс] – Режим доступу : <http://www.rada.gov.ua>.
11. Закон України „Про відходи” №187/98-ВР від 05 березня. 98 р. [із змінами і доповненнями, поточна редакція - Редакція від 18.11.2012] [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/187/98-вр>.
12. Рішення №1600/2002/ЄС Європейського парламенту і Ради від 22 липня 2002 року щодо Шостої програми дій у сфері навколишнього середовища [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://77.121.11.22/ecolib/5/2/1/5/reg/reg_2002_1600/reg_2002_1600_ua.doc
13. Закон України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» (Відомості Верховної Ради України (ВВР), (2011, N 26, ст.218)
14. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 25 травня 2011 р. N 577-р «Про затвердження Національного плану дій з охорони навколишнього природного середовища на 2011-2015 роки» [Електронний ресурс] - Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/577-2011>.
15. В.С.Мищенко, Виговська Г.П., Ю.М.Маковецька Т.Л.Омельяненко Удосконалення системи управління відходами в Україні в контексті європейського досвіду-К.: „Лазурит-Поліграф”, 2012. – 120с.
16. Commission Decision of the European Communities 2000/532/EC of 3 May 2000 (establishing list of waste)/Official Journal of the European Communities L 226/3-24, 6.9.2000.
17. Постанова КМУ від 26 липня 2001 р. N 915 „Про впровадження системи збирання, заготівлі та утилізації відходів як вторинної сировини” (зі змінами, поточна редакція - Редакція від 17.09.2011) [Електронний ресурс] - Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/915-2001>
18. DIRECTIVE 2002/96/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 27 January 2003 on waste electrical and electronic equipment (WEEE) (OB L 37/24, 13.2.2003) [Електронний ресурс] - Режим доступу: eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:037...en...
19. Directive 2006/66/ec of the European Parliament and of the Council of 6 September 2006 on batteries and accumulators and waste batteries and accumulators (Official Journal of the European Union L 266/1, 26.9.2006) [Електронний ресурс] - Режим доступу: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:266:0001:0014:en:PDF>
20. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 3 січня 2013 р. № 22-р Про схвалення Концепції Загальнодержавної програми поводження з відходами.

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГО ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ

УДК 504.061:502.33

ОБ ЭФФЕКТИВНОСТИ ЛЕЕРНЫХ ВЕТРОЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ ТЕХНОЛОГИЙ

Лапшин Ю.С.

Экологическая академия последипломного
образования и управления Министерства экологии и природных
ресурсов Украины (в дальнейшем – Академия).

Ул. Митрополита Василя Липковского, 35, 03035, г. Киев
deabgd@mail.ru

Стаття висвітлює результати дослідження нових вітроенергетичних технологій. Суть цих технологій - використання енергії вітру великих висот (від 300 м) за допомогою вітрил або повітряного змія / аеростата. Висока ефективність цих технологій досяжна при середньорічній швидкості вітру приземного шару (висота - до 10м) не вище 5м / с, що особливо актуально для більшої частини території України. У роботі відображені дослідження по заміні дорогого гелію, що забезпечує підйомну силу аеростата більш дешевими матеріалами, але вимагають (для підтримки підйомної сили) безперервної енергетичного підживлення. Аеростат наповнюється газом / паром з високою температурою. Забезпечення оболонці аеростата високих теплоізоляційних властивостей веде до збільшення її ваги і подорожчання. З іншого боку, зменшуються витрати на компенсацію теплових втрат. У статті дається оцінка вітроенергетичних ресурсів України з урахуванням використання енергії вітру висот, недоступних традиційної вітроенергетики. Дається розрахунок, що підтверджує працездатність і ефективність електростанції потужністю 2 МВт. Розрахунок виконаний з урахуванням внутрішнього тиску аеростата. Отримано аналітичні залежності для визначення параметрів леєра рівносилоного перетину. *Ключові слова:* леєр, аеростат, вітросилова установка.

Статья являет освещающей результаты исследования новых ветроэнергетических технологий. Суть этих технологий - использование энергии ветра больших высот (от 300 м) с помощью парусов или воздушного змея/аэростата. Высокая эффективность этих технологий достигается при среднегодовой скорости ветра приземного слоя (высота – до 10м) не превыше 5м/с, что особенно актуально для большей части территории Украины. В работе отражены исследования по замене дорогого гелия, обеспечивающего подъёмную силу аэростата более дешевыми материалами, но требующими (для поддержания подъёмной силы) непрерывной энергетической подпитки. Аэростат наполняется газом/паром с высокой температурой. Обеспечение оболочке аэростата высоких теплоизоляционных свойств ведет к увеличению её веса и удорожанию. С другой стороны, уменьшаются затраты на компенсацию тепловых потерь. В статье дается оценка ветроэнергетическому ресурсу Украины с учетом использования энергии ветра высот, недоступных традиционной ветроэнергетике. Дается расчет, подтверждающий работоспособность и эффектив-

ность электростанции мощностью 2 МВт. Расчет выполнен с учетом внутреннего давления аэростата. Получены аналитические зависимости для определения параметров леєра равнопрочного сечения. *Ключевые слова:* леєр, аэростат, ветросиловая установка.

Article is to highlight the results of the research of new wind power technologies and materials. The essence of these technologies - the use of wind energy at high altitudes (300 m), with the help of sails or the means of a kite / balloon. The high efficiency of these technologies dos Tiga at an average annual wind speed of the surface layer (height - up to 10m) is not exceeded 5 m / s, which is especially important for most of the territory of Ukraine. The paper reflects the research for the replacement of expensive helium balloon lifting force providing cheaper materials, but require (to maintain lift) of a continuous energy supply. The balloon inflates / steam at high temperature. Ensuring the envelope is of high thermal insulation properties increases its weight and expensive. On the other hand, decreasing costs for compensation of heat losses. The article assesses the wind energy resources in Ukraine with the Use-tion of wind energy heights inaccessible to traditional wind power. Given calculation, confirming efficiency and effectiveness of power capacity of 2 MW. The calculation is performed taking into account the internal pressure of the balloon. Analytical dependences for determining the parameters of a rail section equally strong. *Keywords:* Guard rails, airships, wind power installation....

Актуальность работы

Статья являет освещающей результаты исследования новых ветроэнергетических технологий. Суть этих технологий - использование энергии ветра больших высот (от 300 м) с помощью парусов или воздушного змея/аэростата. В настоящее время Украина нуждается в срочной разработке и освоении таких средств, которые обеспечат её независимость от российского природного газа. Представляются очевидными следующие направления развития, которые в короткий срок (несколько месяцев) могут привести к цели. Это энергосбережение, повышение энергоэффективности, освоение и использование собственных биоресурсов (в основном применение технологии получения биогаза на основе анаэробного брожения) и освоение собственных возобновляемых источников энергии, в первую очередь, энергии ветра. По оценкам авторов, ветроэнергетический потенциал Украины достаточен для удовлетворения всех её энергетических потребностей. Авторы являются сторонниками леєрных ветроэнерге-

тических технологий [1,2,3,4,5,6,7,8]. Эти технологии способны обеспечить освоение ветроэнергетического потенциала 500 – метровой высоты на всей территории Украины без строительства дорогостоящих фундаментов. Не требуют изготовления монтаж опорных мачт не нужны механизмы, обеспечивающие ориентацию ветровой электростанции на ветер. Их изготовление не требует дорогостоящих материалов и высокой точности исполнения оборудования. Некоторые варианты леєрной технологии имеют сложный в изготовлении узел – пропеллерное ветроколесо. Но благодаря большому спросу него массовое производство цена на него доступна. В Украине (до военных действий на востоке) эта продукция выпускалась в Краматорске. Есть надежда, что это производство в ближайшее время будет восстановлено. В настоящее время технологией изготовления пропеллеров в Украине владеет днепропетровское предприятие ЮЖМАШ.

Основное достоинство леєрной энергетики – её способность использовать энергетический потенциал ветра больших высот. Согласно Розину

М.Н., ростом высоты и скорость ветра выражается зависимостью:

$$V_2 = V_1(h_2/h_1)^{0,2}, \quad (1)$$

где V_2 и h_2 скорость ветра и высота верхнего уровня, а V_1 и h_1 – нижнего уровня [1].

Результаты исследований

Известно, что на большей территории Украины среднегодовая скорость ветра приземного слоя (высота до 10 м) находится в пределах 4,5 – 5 м/сек [2]. На основе (1) определим удельную (на 1 м² живого сечения потока ветра) мощность ветра (Е) для других высотных отметок. При $V_1 = 4,5$ м/сек, $h_1 = 10$ м. и среднее для всех высот значение удельного веса воздуха 1,25 кг/м³, получаем результат, приведенный в таблице 1. Расчет выполнен по формуле:

$$E = 1,25 * V_2^3 / (2g) \text{ кгм/сек}, \quad (2)$$

где g – ускорение свободного падения с учетом (1), т.е. на высоте 10 м значение E определится выражением:
 $E = 1,25 * 4,5^3 / (2 * 9,81) \text{ кгм/сек} = 5,8 \text{ кгм/сек}.$

Таким образом, на всей территории Украины с помощью высотного энергоресурса можно обеспечить местное энергоснабжение. Лучшими условиями для размещения леерных ветросиловых установок будут: мелководные лиманы, Азовское море, Сиваш т.е. неглубокие водоёмы с повышенным содержанием солей. Последнее условие упрощает решение задачи громотвода. Вторая причина их привлекательности – эти территории, как правило, менее востребованы и могут использоваться с меньшим ущербом для народного хозяйства.

Таблица 1.

h_2/h_1	V_2/V_1	V_2	E	Кратность увеличения удельной мощности
	М	м/сек	(кгм/сек)/Вт.	Во сколько раз
1	1	4,5	5,8056/56,9	1
2	1,148698	5,169141	8,7995/86,2700	1,5157
3	1,245730	5,605785	11,2233/110,0331	1,9332
4	1,313508	5,937786	13,1563/128,9867	2,2662
5	1,379729	6,2087785	15,2478/149,4885	2,6264
10	1,584893	7,1320185	23,1109/226,5774	3,9808
15	1,718771	7,7344695	29,3426/287,6731	5,0542
20	1,820564	8,192538	35,0298/343,4296	6,0338
25	1,903654	8,566443	39,9233/391,4055	6,8767
30	1,974350	8,884575	44,6793/438,0325	7,6959
40	2,091279	9,4107555	53,0951/520,5403	9,1455
50	2,186724	9,840258	60,7033/595,1309	10,4560
60	2,267933	10,205698	66,3696/650,6823	11,4320
70	2,338942	10,525239	74,2814/728,2490	12,7948
80	2,402248	10,810116	80,4772/788,9921	13,8620
90	2,459509	11,067905	86,3745/846,8093	14,8778
100	2,511886	11,303487	92,0030/901,9910	15,8473
150	2,724069	12,2583105	117,3456/1150,4479	20,2125

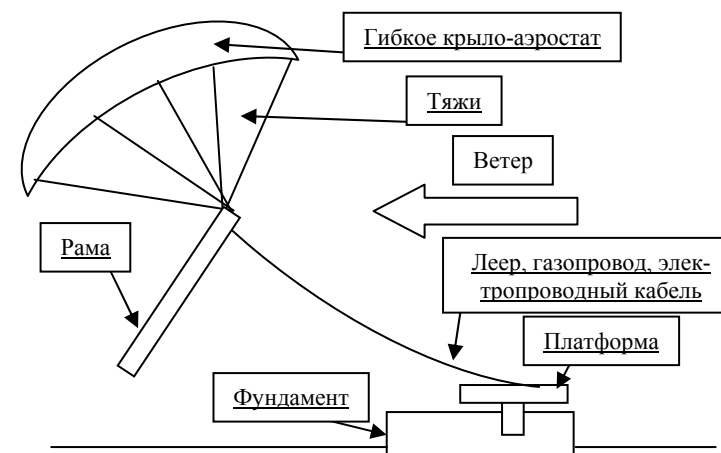


Рис. 1.

Авторы рассматривают различные леерные варианты [2,3,4,5,6,7,8] и намерены исследовать возможности конструкции, в которой рама с ветроколесами и генераторами поддерживается на высоте аэростатом регулируемого объема. Аэростат совмещен с гибким крылом и при достаточной силе ветра работает в режиме гибкого крыла. На этот период легкий газ из аэростата перекачивается в баллон. Баллон и компрессор могут находиться на высоте или на земной поверхности. Во втором случае легкий газ от аэростата к баллону подается по гибкому трубопроводу (рис. 1).

В этой конструкции наиболее ответственными элементами являются гибкое крыло-аэростат и леер. В работе исследуются варианты оптимизации их параметров. Изготовление оболочки аэростата не представляет трудностей. Промышленность способна поставлять легкие кордовые материалы в достаточном количестве и по доступным ценам. Наибольшую проблему представляет высокая цена и ограниченность ресурсов гелия. Ес-

ли ветроэнергетическая технология потеснит углеводородную технологию, основанную на использовании углеводородных ископаемых, то цена на гелий возрастет, поскольку на сегодня гелий добывается из отходов газа и нефтедобывающих производств. Целью данного исследования является обоснование надежности работы заменяющих гелий газовых смесей и оптимизация параметров леера. Поскольку стоимость ветроэнергетической установки включает стоимость материалов, стоимость стандартного оборудования, расходы на изготовление и монтаж, то стоимость капитальных затрат на единицу мощности будет тем меньше, чем больше мощность электростанции. Такова зависимость и эксплуатационных расходов. Для нашей конструкции эти утверждения совершенно очевидны. Рассмотрим аэростат в форме шара радиуса – r . Шар разделен внутренними легкими гибкими перегородками на отсеки. Подъемная сила пропорциональна его объему – V . $V = 4\pi r^3/3$. Принимаем, что удельный вес воздушной среды, в которой находится

аэростат, $1,2 \text{ кг/м}^3$. В дальнейшем покажем, что мы сможем технически обеспечить и поддерживать значение удельного веса наполняющей воздушный шар газовой смеси в диапазоне $0,3 - 0,5 \text{ кг/м}^3$. Дальше в расчетах будем использовать среднее значение – $0,4 \text{ кг/м}^3$. Таким образом, получаем, что подъёмная сила одного кубического метра газовой смеси составляет $0,8 \text{ кг/м}^3$. В дальнейших расчетах будем считать, что 1 м^2 оболочки аэростата весит $1,5 \text{ кг}$. Определим размеры воздушного шара для ветроэлектростанции мощностью 2 МВт для случая максимальной нагрузки. Максимальная нагрузка на аэростат будет при отсутствии ветра. Чем сильнее ветер, тем больше величины подъёмных сил, возникающих за счет отклонения рамы от вертикали и аэродинамических условий обтекания ветром аэростата. Вес рамы с ветроколесами и электрогенераторами (P) будем принимать равным весу двух электрогенераторов с такой характеристикой каждого их них: производитель – GESAN, максимальная мощность – $1110,0 \text{ кВт}$, дизель привод, расход топлива – 202 л/ч , вес 6700 кг . Разумеется, что из всего перечисленного в нашей конструкции будет использован только аналогичный электрогенератор. Принимаем, что детали нашей рамы, её подвески и ветроколеса примерно равны по весу деталям: дизель привода, рамы и механизма запуска электрогенератора. Таким образом, $P = 13400 \text{ кг}$. Принимаем, что леер имеет постоянное по длине сечение, а его вес определяется удельным весом (3 т/м^3), длиной (1000 м) и переменной по длине леера площадью поперечного сечения. Площадь поперечного сечения леера находим из условия допустимой прочности на разрыв – (1500 кг/см^2) и вели-

чины усилий, отрывающих леер от аэростата и рамы. При нулевой скорости ветра сила, отрывающая леер от аэростата, равна весу леера. Обозначим символом S_0 площадь поперечного сечения леера в месте его крепления к платформе. Для определения изменения площади поперечного сечения по длине леера составим следующее дифференциальное уравнение, обозначив величину разрывающего леер усилия символом P_L :

$$dP_L = \gamma S dl, \quad (3)$$

где: γ – удельный вес леера в кг/м^3 , S – площадь поперечного сечения леера на расстоянии l (в метрах) от места крепления леера к платформе. С другой стороны, из условия прочности леера в рассматриваемом сечении, имеем:

$$P_L = \sigma S. \quad (4)$$

Из (3) и (4) следует:

$$\sigma dS = \gamma S dl. \quad (5)$$

Разделяем переменные и интегрируем. В результате получаем:

$$l = (\sigma/\gamma) \ln S + C, \quad (6)$$

где C – постоянная интегрирования. Значение C определяем из следующего условия: площадь поперечного сечения леера равна S_0 при $l = 0$ т.е. $C = - (\sigma/\gamma) \ln S_0$. Следовательно, изменение площади поперечного сечения равнопрочного леера по длине определяется следующим уравнением:

$$l = (\sigma/\gamma) \ln (S/S_0). \quad (7)$$

$$\text{откуда } S = S_0 e^{l(\gamma/\sigma)}. \quad (8)$$

Объём тела леера V определяется выражением

$$V = \int_0^L S dl. \quad (9)$$

где L – длина леера. Из (8) и (9), после интегрирования, получаем:

$$V = S_0 (\sigma/\gamma) e^{L(\gamma/\sigma)} - S_0 \sigma/\gamma \quad (10)$$

Очевидно, что общий вес леера G определяется уравнением:

$$G = S_0 \sigma e^{L(\gamma/\sigma)} - S_0 \sigma. \quad (11)$$

Таблица 2 содержит результаты вычислений по формуле (11) и определенные для тех же условий ($S_0 = 1 \text{ м}^2$, $\sigma = 1500 \text{ кг/см}^2$, $\gamma = 3000 \text{ кг/м}^3$) значения G_L для леера постоянного по его длине сечения, которые определялись по формуле:

$$G_L = \gamma L S_0 \sigma / (\sigma - \gamma L). \quad (12)$$

Отметим, что при $L = 5000 \text{ м}$ леер постоянного сечения несет нулевую нагрузку, а при большей длине (для принятого нами материала) обрывается под действием собственного веса. Вес леера равнопрочного сечения пяти километровой длины, который выдерживает нагрузку 15000 т , сам будет весить 25650 т . Пока покорение больших высот с их стабильными ураганскими ветрами (высота 5 км) технически недостижимо. К осуществлению этой мечты нас могут приблизить горные вершины и разработка новых сверхпрочных и легких материалов (надежда на нанотрубки). Пока следует сосредоточиться на освоении ветроэнергетического потенциала высот диапазона $500 - 2000 \text{ м}$.

Таблица 2

Lm	Gтонн	Gл тонн	Gл/G
500	1572,51	1666,67	1,06
1000	3309,86	3750,00	1,13
1500	5229,36	6428,57	1,23
2000	7350,07	10000,00	1,36
4000	18301,72	60000,00	3,28

Определяем максимальное усилие, действующее на леер. Полагая, что КПД ветроколес равно $0,4$ и принимая (в запас расчета) 100 - процентную потерю энергии ветра при прохождении через ветроколесо, получим значение горизонтальной составляющей усилия ветра $F_{гг}$, набегающего на раму со скоростью 9 м/с :

$$F_{гг} = 2220 \cdot 102 \cdot 2 / (9 \cdot 0,4) \text{ кг} = 125800 \text{ кг}.$$

Горизонтальная составляющая давления ветра на аэростат в случае, когда аэростат функционирует как гибкое крыло, зависит от гидродинамического качества этого крыла. Предложим, что его гидродинамическое качество таково, что при нем подъёмная сила в три раза превосходит горизонтальную составляющую давления ветра на крыло-аэростат. При наличии ветра рама будет обладать подъёмной силой. Но мы пренебрегаем этим фактом в запас расчета. Положим, что основную весовую нагрузку на аэростат создают леер и рама, а суммарный вес прочего оборудования (громоотвод, электропроводный кабель или высоковольтная система передачи выработанной энергии до наземного пользователя, компрессор или шланг, проводящий газ от баллона газохранилища до аэростата и обратно внутренних перегородок аэростата) не превышает 10% от веса рамы то составляется уравнение:

$$0,8 \text{ кг/м}^3 \cdot V = F_L + 1,1P + F_0. \quad (13)$$

где: F_L – вес леера, F_0 – вес оболочки аэростата

$$F_L = 3000 \text{ кг/м}^3 \cdot 1000 \text{ м} \cdot S_L. \quad (14)$$

где S_L – площадь поперечного сечения леера в м^2 . Эта площадь определяется из условия прочности. Усилие, которое разрывает леер P_L , складывается из двух сил: вертикальной составляющей, которая равна весу леера, и горизонтальной силы (давление ветра на аэростат и раму). т.е.

$$P_L = \sqrt{(F_{гг} + F_{гг})^2 + (F_L)^2} \quad (15)$$

$$\text{где } F_{гг} = F_L / 3.$$

Из условия достижения требуемой прочности леера следует:

$$S_L = P_L / 1500000 \text{ кг/м}^2. \quad (16)$$

$$F_L = \sqrt{((F_L / 3 + F_{гг})^2 + (F_L)^2)} / 5 \text{ кг} \quad (17)$$

из чего

$$25 F_{\text{л}}^2 = (F_{\text{л}}/3 + F_{\text{пр}})^2 + (F_{\text{л}})^2. \quad (18)$$

Если $F_{\text{л}} = 27,613 \text{ тн}$, то следовательно, $S_{\text{л}} = 0,0092 \text{ м}^2$. Диаметр круга (поперечного сечения) – 0,108 м. Из (13) определяем радиус шара (аэростата).

$$3,2\pi^3/3 = 27613 + 13400 * 1,1 + 6 \pi^2.$$

$$\text{Откуда } r = 25,82 \text{ м. } V = 72103,66 \text{ м}^3.$$

Площадь поверхности шара будет равна - $4\pi r^2 = 8378 \text{ м}^2$. Вес оболочки аэростата – 12 567 кг.

Описание принципа изготовления, монтажа и работы конструкции изложены в статье «К вопросу об эффективности ветроэнергетических технологий» №6 за 2014 г. журнала «Экологические науки».

Газ, наполнитель аэростата

Раздел с такой тематикой также имеется в указанной публикации, но автор считает целесообразным рассмотреть этот вопрос шире и приводит его основной текст повторно с дополнениями и комментариями, адаптировав его содержание к рассматриваемому случаю.

Водород опасен - он пожаро- и взрывоопасен. В требуемых количествах гелий – недоступен. Один из путей решения вопроса - использование смеси водород – азот (формиргаз) в которой в диапазоне (по объёму) азот 25% и 75% водорода считается не взрывоопасной. Верхний предел этой смеси получается в результате нагревания аммиака при температуре несколько выше 900°C. Цена – доступна. Удельный вес смеси удовлетворяет нашим требованиям, но задачу не решает – смесь горит в воздухе. Уровень пожаробезопасности можно значительно повысить, если уменьшить процентное содержание водорода в смеси. Однако это приведет к увеличению удельного веса и, соответственно, умень-

шению грузоподъёмности. Проблему можно решить следующим путем: смесь нагреть до требуемой температуры, эту температуру поддерживать, разместив внутри каждого отсека лампы накаливания. При этом (с целью увеличения срока службы ламп) подавать на них напряжение на 20 - 30 процентов ниже номинального. Нагрев и поддержание температуры можно осуществить и без затрат электроэнергии по принципу, изложенному в [9,10,11]. Т.е. оборудование для осуществления этой технологии не требует больших затрат. Но поддержание этой температуры вызовет большие энергетические потери. Для их уменьшения потребуется теплоизоляция всей оболочки аэростата. Эта задача не очень сложна. Промышленность выпускает легкие и высококачественные теплоизоляционные материалы. Выполним расчет тепловых потерь при теплоизоляции из хлопковой ваты, коэффициент теплопроводности которой $62 \cdot 10^{-6} \text{ кал/см}^2 \cdot \text{сек} \cdot \text{град}$ [12]. При толщине теплоизоляционного слоя 10 см тепловые потери составят $0,0149 \text{ Вт/(м}^2 \cdot \text{град)}$. Если аэростат наполнить воздухом, то в силу газовых законов ($1,2 = 0,4(1 + T/273)$) при разнице температур внутри аэростата и за бортом 546 град достигается требуемая грузоподъёмность. При этом мощность тепловых потерь установки составит - $546 \cdot 0,0149 \cdot 8378 = 68158 \text{ Вт}$ или 3,4% от мощности электростанции эта величина тепловых потерь завышена. В расчетах не учтены тепловые сопротивления, возникающие при теплообмене стенки с окружающей средой, например, наличие ламинарного пристеночного слоя. Кроме того, теплоизоляция может быть усовершенствована выпол-

нением её в виде многослойных экранов. Препятствием может оказаться высокая температура, которая ограничит применение дешевых, но не термостойких материалов. Предлагаем для рассмотрения простой путь снижения внутренней температуры наполнителя: осуществим наполнение аэростата не воздухом, а водяным паром. В этом случае для достижения нужной грузоподъёмности потребуется температура, определяемая из соотношения $0,777277 = 0,4(1 + T/273)$, т.е. 257,49°C. Поясним, что в последней формуле вместо значения удельного веса воздуха - $1,2 \text{ кг/м}^3$ принят его (удельного веса) эквивалент для водяного пара - $0,777277 \text{ кг/м}^3$, что следует из разницы усредненного молекулярного веса воздуха молекулярного веса воды. Соответственно, при этом потери энергии при принятой нами теплоизоляции составят - $257,49 \cdot 0,0149 \cdot 8378 = 32143 \text{ Вт}$. т.е. 1,6% от вырабатываемой мощности. Использование водяного пара в качестве легкого газа для наполнения аэростата (без водорода) снимает с повестки дня рассмотрение вопроса о пожарной опасности. Однако, приведение установки в рабочее состояние будет связано с энергетическими затратами на испарение воды и доведением пара до требуемой температуры в объёме: $0,4 \cdot 72103 \cdot (537 + 90 + 257,49)/860 \text{ кВтч} = 29662,5 \text{ кВтч}$. Кроме того, для поддержания необходимого избыточного давления в аэростате (0,0021 атмосферы), которое обусловлено поддерживаемым аэростатом грузом (54920 кг), требуется поддерживать внутреннюю температуру выше расчетной на 0,57 ° С.

Задачи дальнейших исследований

Принятые нами (с целью упрощения расчетов) предпосылки: допущение о стопроцентной потере энергии ветра при прохождении ветра через ветроколесо, отказ от учета подъёмной силы рамы, которая (сила) возникает в результате отклонения рамы (под действием ветра) от вертикали, дали завышенную оценку веса леера. Т. е. запас прочности леера очень велик. Следует выполнить исследования и определить величину этого резерва надёжности.

Разработка системы автоматического управления установкой посредством компьютерной программы: решение вопросов автоматического приведения в рабочее состояние и выведение из него (приземление), управление формой аэростата в зависимости от скорости и характера (порывистости) ветра.

Выбор типа громоотвода и его конструкции (громоотвод может быть совмещен с леером, но может напрямую поддерживать контакт с заземленной шиной, расположенной на поверхности Земли).

Исследование возможности освоения энергии ветра больших высот (порядка 5 км) с помощью многоступенчатой пирамиды (рассмотренный вариант без рамы является первой ступенью этой пирамиды, а рама будет только на самой верхней ступени).

Выводы

Предложенная конструкция ветроэнергетической установки может составить конкуренцию ныне распространенным башенным ветровым электростанциям.

Экономические показатели предложенного варианта ветроэнергетической установки улучшаются с увеличением мощности её установки.

Рассмотренный (теоретически) вариант показывает свидетельствует о целесообразности его изготовления и апробации.

Преимущества предложенного варианта по сравнению с электростанциями, работающими на дизельном топливе, в экономии 404 л /час дизтоплива и предотвращении вредных выбросов в атмосферу.

Литература

1. Розин Н.М. «Параютный ветряк» Доклад на Международной конференции «Возобновляемая и малая энергетика». Москва. 10.06.09.
2. Ардашов С.А. Лапшин Ю.С. Анализ ветроэнергетики Украины и выявление перспектив её развития / Матер. XI Міжнар. Наук.-техн. конф. «Електромеханічні та енергетичні системи, методи моделювання та оптимізації»: КрНУ ім. М. Остроградського. Кременчуг. 2013.
3. Лапшин Ю.С., Степаненко В.Н., Клецов В.В., Юрченко В.М.; . Авторское свидетельство СССР № 1000583. Ветроэлектростанция. / заяв. 18.11.1981, опубл. 28.02.1983, Бюл. №8.
4. Авторское свидетельство СССР № 1164458. Устройство для отклонения ветрового потока. / Лапшин Ю.С., Тромщинская Т.Г.; заявл. 28.05.1982, опубл. 30.06.1985, Бюл. № 24
5. Лапшин Ю.С. Ардашов С.А. Безбашенная ветроэнергетическая установка / Вестник КрНУ им. М. Остроградского. Выпуск 3, Кременчег. 2013.
6. . Лапшин Ю.С. об увеличении производительности гидроэлектростанций за счет перекачки воды из нижнего бьефа в верхний бьеф водохранилищ ветросиловыми установками / Вестник КрНУ им. М. Остроградского. Выпуск 5, Кременчег. 2013
7. Лапшин Ю.С., Лихачев О.К., Голубцова Н.Ю., Милецкая С.А. Ветроэнергетическая установка.; Авторское свидетельство СССР № 1021805. Роспатент RU (11) 2045683 (13) C1 (51) 6 F03D11/00 заявл 07.07.1992, опубл. 10.10.1995
8. Устройство для отклонения ветрового потока. / Лапшин Ю.С.; заяв. 12.09.1980, опубл. 07.06.1983, Бюл. № 21
9. Седых Н.А. Ветер и возобновляемая энергетика. Винахідник і раціоналізатор, № 1. – 2012р. С.7 – 10.
10. Свен Уделл. Солнечная и другие альтернативные источники энергии. Москва, Знание. 1980. 88 с.
11. Дж. Твайделл, А.Уэйр. Возобновляемые источники энергии / Перевод с английского. Москва. Энергоатомиздат. 1990. 392 с.
12. И.К. Кикоин. Таблицы физических величин. М.: Атомиздат. 1976.

УДК 504.37

НОВИЙ ЕТАП РОЗВИТКУ ОСВІТИ ДЛЯ СТАЛОГО РОЗВИТКУ У СВІТІ ТА УКРАЇНІ

Сташук А.І.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м.Київ
dei2005@ukr.net

Розглянуто актуальні питання розвитку освіти для сталого розвитку у світі та Україні, основні існуючі та перспективні міжнародні акти у цій сфері. Проаналізовано формування нормативно-правової бази, політичних та організаційних механізмів розвитку освіти для сталого розвитку в Україні, визначено основні напрями їх удосконалення. *Ключові слова:* освіта для сталого розвитку, міжнародні та національні стратегічні та програмні документи.

Новый этап развития образования для устойчивого развития в мире и Украине. Сташук А. И. Рассмотрены актуальные вопросы развития образования для устойчивого развития в мире и Украине, основные существующие и перспективные международные акты в этой сфере. Проведен анализ формирования нормативно-правовой базы, политических и организационных механизмов развития образования для устойчивого развития в Украине, определены основные направления их совершенствования. *Ключевые слова:* образование для устойчивого развития, международные и национальные стратегические и программные документы.

A new phase of education for sustainable development in the world and Ukraine. Stashuk A. Discusses topical issues in education for sustainable development in the world and Ukraine, main existing and future international instruments in this field. The analysis of the formation of the legal framework, policy and institutional mechanisms for the development of education for sustainable development in Ukraine, the main directions of improving them. *Keywords:* education for sustainable development, international and national strategic and policy documents.

Однією з цілей Порядку денного на ХХІ століття, прийнятого Конференцією ООН з навколишнього середовища і розвитку (Ріо-де-Жанейро, 1992 р.) стало вдосконалення та переорієнтація освіти з метою перетворення концепції сталого розвитку на систему духовних і професійних установок людства.

Всесвітній Саміт з питань сталого розвитку (Йоганнесбург, ПАР, 2002 р.) запропонував розглядати освіту в галузі сталого розвитку в якості одного з основних пріоритетів досягнення

нових цілей розвитку тисячоліття. Ця модель об'єднала екологічну освіту та освіту в галузі економіки, охорони здоров'я та соціальних проблем і передбачає перехід до міждисциплінарних знань, що базуються на гармонізації взаємовідносин людини, суспільства і природи, в інтересах майбутніх поколінь.

На досягнення сталого розвитку спрямована резолюція про Десятиліття освіти для сталого розвитку з 2005 по 2014 рік (далі – Десятиліття) прийнята Генеральною

Асамблеєю ООН у грудні 2002 року. Мета Десятиліття – забезпечення суспільного розуміння важливості навчання і підготовки кадрів для сталого розвитку.

Основні завдання Десятиліття:

- сприяти переходу до сталого розвитку;
- акцентувати і зміцнювати провідну роль освіти в усвідомленні і розумінні сталого розвитку;
- посилювати взаємодію і співробітництво між усіма зацікавленими групами;
- забезпечувати підвищення якості викладання і навчання;
- розробляти стратегії впровадження та підвищення ефективності освіти для сталого розвитку на всіх рівнях [8].

У 2005 році міністри охорони навколишнього середовища та міністри освіти держави-члени Європейської економічної комісії (ЄЕК) ООН прийняли Стратегію освіти для сталого розвитку та схвалили Вільнюські рамки її реалізації. Стратегія стала регіональною імплементаційною складовою Десятиліття і спрямована на заохочення держав-членів ЄЕК ООН у розвиток для внесення освіти для сталого розвитку в мережу формальної освіти в рамках всіх відповідних навчальних дисциплін, а також неформальної і інформальної освіти.

Удосконалення існуючої сучасної системи освіти до нових вимог вимагає створення відповідної нормативно-правової бази, політичних та організаційних механізмів її функціонування.

Зокрема, Стратегією зазначено, що для ефективного її впровадження необхідно включити її положення у

національні та місцеві стратегії планування, інвестиційну діяльність, управління на всіх рівнях освіти в усіх навчальних закладах. Кожна країна несе відповідальність за розробку і реалізацію власної Стратегії освіти для сталого розвитку. Необхідно створити механізми для координації здійснення Стратегії на державному рівні. Однією із ключових умов впровадження Стратегії є Національний план дій, який має передбачати завдання, види діяльності, заходи, терміни впровадження та виконання стратегії, інструменти моніторингу тощо [7].

У 2012 році на Конференції ООН зі сталого розвитку («Ріо+20») у підсумковому документі під назвою «Майбутнє, якого ми хочемо» зазначено, що держави - члени взяли на себе зобов'язання розвивати освіту в інтересах сталого розвитку і після закінчення Десятиліття у 2014 році.

19 листопада 2013 року 37-ма сесія Генеральної конференції ЮНЕСКО у Парижі схвалила проект Глобальної програми дій з освіти для сталого розвитку (далі – Глобальна програма дій) на період після 2014 року і визнала за необхідне рішучу політичну підтримку задля її успішної реалізації.

У Глобальній програмі дій наголошується, що сталий розвиток не може бути досягнуто тільки за рахунок використання технічних рішень, політичного регулювання або застосування фінансових інструментів. Досягнення сталого розвитку потребує кардинальної зміни світогляду, що призведе до змін у просвітницькій діяльності. Ключову роль у забезпеченні таких змін відіграє освіта для сталого розвитку, а Глобальна програма дій

покликана бути каталізатором таких дій.

Загальна мета Глобальної програми дій конкретизується в двох завданнях:

- переорієнтація освіти і навчання з тим, щоб кожна людина мала можливість набути знання та навички, цінності та підходи, які дозволять їй зробити свій внесок у сталий розвиток;
- зміцнення освіти і навчання у всіх планах дій, програмах і заходах, які сприяють сталому розвитку.

До пріоритетних областей діяльності віднесено: підтримку у сфері політики; загальноінституціональний підхід; участь викладачів, молоді, місцевих громад у навчальному процесі.

Мобілізації освіти і навчання для сталого розвитку передбачає створення сприятливого середовища для розв'язання політичних питань та її інтеграцію в міжнародну та національну політику в галузі освіти та сталого розвитку.

Усім зацікавленим сторонам нагостійно пропонується розробити заходи за пріоритетними напрямками діяльності. Відповідальність за це покладається на уряди держав-членів, організації громадянського суспільства, приватний сектор, ЗМІ, академічне та наукове співтовариство, навчальні та інші відповідні організації, які сприяють навчальному процесу і підтримують його.

Очікується, що Глобальна програма дій буде обговорюватися на Всесвітній конференції з освіти для сталого розвитку – «Навчання сьогодні в інтересах сталого майбутнього» (10-12 листопада 2014 р., Аїті – Нагоя, Японія). Всесвітню конференцію організовують ЮНЕСКО та уряд Японії з нагоди завершення Десятиліття та підведення підсумків щодо виконання

його завдань, відзначення досягнень, перешкод і одержаних уроків, аналізу прикладів передової практики усіх регіонів світу та окреслення основних сфер та напрямів майбутньої діяльності. Буде розглянуто питання про значення освіти для сталого розвитку як складової якісної освіти в XXI столітті та підкреслено її роль у процесі переходу до «зеленої» економіки і «зеленого» суспільства. [1].

Україна як член ООН підтримала ініціативи міжнародного співтовариства, і ще у 2005 році засвідчила свою прихильність до цілей і принципів Десятиліття і Стратегії ЄЕК ООН з освіти для сталого розвитку. Участь у реалізації цих ініціатив відповідає національним інтересам розвитку країни, тим більше, що в Україні історично склалися сприятливі передумови для розвитку освіти для сталого розвитку, які засновані на попередніх досягненнях державної системи освіти та досвіді існуючих наукових шкіл ряду видатних вітчизняних учених.

Однак міжнародні зобов'язання України, особливо щодо створення відповідної нормативно-правової бази, політичних та організаційних механізмів розвитку освіти для сталого розвитку, не були реалізовані повною мірою, хоча процес законодавчого забезпечення у цій сфері в останні роки має позитивну тенденцію.

Так, Законом України від 21 грудня 2010 року №2818-VI «Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року» та «Національним планом дій з охорони навколишнього природного середовища на 2011-2015 роки», затвердженим розпорядженням Кабінету Міністрів України від 25 травня

2011 року №577-р, зокрема, передбачено [3,6]:

- розробити та реалізувати Стратегію екологічної освіти з метою сталого розвитку українського суспільства та економіки України;

- створити систему екологічного навчання та підвищення кваліфікації державних службовців, до компетенції яких належать питання охорони навколишнього природного середовища;

- створити мережі регіональних екологічно-просвітницьких центрів на базі закладів освіти, неурядових природоохоронних організацій тощо;

- розробити організаційний механізм місцевого, регіонального та національного рівня для активного залучення громадськості до процесу екологічної освіти з метою сталого розвитку, екологічної просвіти та виховання;

- включити питання формування екологічної культури, екологічної освіти та просвіти в державні цільові, регіональні та місцеві програми розвитку;

- розширити коло питань санітарно-епідеміологічного та природоохоронного характеру у програмі освіти управлінських кадрів та удосконалення системи безперервної фахової освіти для осіб, які працюють у сфері охорони навколишнього природного середовища.

Одним із критеріїв реалізації національної екологічної політики є розробка методологічних основ та запровадження безперервної екологічної освіти, зокрема, її складової «екологічна освіта для сталого розвитку», а з показників ефективності її реалізації - введення природоохоронного розділу до освітніх державних

програм із заходами для сталого розвитку та екологічної освіти.

Екологізацію освіти визначено одним із стратегічних напрямів державної політики у «Національній стратегії розвитку освіти в Україні на період до 2021 року», схваленій Указом Президента України від 25 червня 2013 року №344/2013, а до основних завдань віднесено: оновлення цілей і змісту освіти на основі компетентного підходу та особистісної орієнтації, урахування світового досвіду та принципів сталого розвитку; посилення екологічної підготовки учнів та студентів [5].

Про необхідність інкорпорування екологічних цінностей у процес реалізації державної політики, внаслідок катастрофічного погіршення природного середовища в країні, йдеться у «Щорічному посланні Президента України до Верховної Ради України «Про внутрішнє і зовнішнє становище України в 2013 році». З конкретних заходів, реалізація яких сприятиме формуванню такої парадигми гуманітарного розвитку, наводяться заходи щодо, стимулювання розвитку екологічної освіти у дошкільних закладах і початковій школі та поширення екологічних знань засобами телебачення, електронних і друкованих ЗМІ серед широких верств населення [2].

Одночасно, аналіз поточної діяльності центральних органів виконавчої влади та органів місцевого самоврядування свідчить про величезний розрив між декларуванням у політичних та стратегічних документах ідей розвитку освіти для сталого розвитку та реальними практичними заходами з їх впровадження в життя.

Наприклад, у «Плані заходів з реалізації Національної стратегії розвитку освіти в Україні на період до

2021 року», затвердженому розпорядженням Кабінету Міністрів України від 4 вересня 2013 р. № 686-р, відсутні заходи з екологізації освіти і екологізації на принципах сталого розвитку [4].

Стан виконання заходів, передбачених «Національним планом дій з охорони навколишнього природного середовища на 2011-2015 роки» за підсумками трьох років його реалізації, є недостатнім:

- проект Стратегії екологічної освіти для сталого розвитку на замовлення Мінприроди України розроблено ще у 2012 році, однак і досі її навіть не подано на розгляд Кабінету Міністрів України. Відповідно, до підготовки Національного плану дій з реалізації цієї Стратегії ще не приступили і у діяльності Мінприроди України на 2014 рік (Пріоритети та Річний план роботи) не заплановано це робити у найближчі часи;

- позитивним фактом стало створення у квітні 2013 року на виконання спільного наказу Мінприроди України та Національного агентства України з питань державної служби України Міжгалузевого координаційного центру з екологічної освіти для сталого розвитку на базі Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, однак у цих планах Мінприроди України на 2014 рік відсутні будь-які заходи з підтримки діяльності центру;

- не розпочато розроблення методичних рекомендацій щодо включення до секторальних і регіональних програм розвитку питань формування екологічної культури та освіти, які були передбачені з терміном виконання у 2012 році. Одночасно, ці питання практично випали з поля зору мето-

дичних документів із стратегічного планування та програмування у сфері природоохоронної діяльності, розроблених на замовлення Мінприроди у 2011-2012 роках.

Аналогічна ситуація склалася і на регіональному рівні, де є лише поодинокі приклади прийняття програмних документів з розвитку екологічної освіти та освіти для сталого розвитку («Регіональна програма екологічної освіти та виховання Львівщини на 2010-2014 роки», «Регіональна програма екологічної освіти та виховання в Чернівецькій області на 2013-2017 роки», «Комплексна програма «Освіта для сталого розвитку» у Дніпропетровській області на 2009-2015 роки», «Концепція з екологічного виховання та освіти на 2013-2018 роки у м. Одесі»), які ініційовані найбільш обізнаними керівниками місцевої влади, навчальних та наукових закладів і установ.

Проведений аналіз свідчить про недостатній рівень державної підтримки цієї сфери навчання через невиконання завдань та заходів державної екологічної політики та документів, прийнятих міжнародними конференціями та підтриманими Україною, недооцінку державою значення освіти для сталого розвитку в забезпеченні екологізації соціально-економічного розвитку країни як ключової вимоги впровадження парадигми сталого розвитку.

Ідеї освіти для сталого розвитку, на відміну від багатьох країнах світу, не стали основою модернізації освіти в Україні. Як результат, сучасний рівень освіти для сталого розвитку не відповідає інтересам суспільства і підтримується на пристойному рівні

лише завдяки ентузіазму педагогічних та наукових представників дошкільної, середньої, вищої, професійно-технічної та післядипломної освіти та широких кіл екологічної громадськості. Значний внесок у впровадження освіти для сталого розвитку у практику діяльності освітніх закладів вносять провідні педагоги в рамках діяльності проектів міжнародної технічної допомоги, зокрема таких, як «Освіта для сталого розвитку в дії» (<http://esd.org.ua>), «Зелений пакет - Україна» (<http://www.greenpack.in.ua>) тощо.

Для зміни існуючого стану необхідні науково обґрунтовані та апробовані міжнародною спільнотою заходи законодавчого, нормативно-правового та організаційного характеру по таких напрямках:

– розроблення та прийняття на законодавчому рівні стратегічних документів, які визначали б засади (цілі, принципи та завдання) державної політики розвитку освіти для сталого розвитку та національного плану дій з впровадження таких засад на загальнодержавному, регіональному та місцевому рівнях;

– удосконалення законодавчих основ екологічної освіти та освіти для сталого розвитку шляхом внесення змін та доповнень до існуючого законодавства, зокрема: в Закон України «Про освіту» від 23 травня 1991 року №1060-ХІІ щодо обов'язковості загальної, комплексної і безперервної екологічної освіти та освіти для сталого розвитку і формування екологічної культури як складової частини державної політики в галузі освіти та охорони довкілля; в Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25 червня

1991 року №1264-ХІІ щодо підкріплення законодавчого положення про загальність та комплексність екологічної освіти відповідними правовими санкціями у випадках його невиконання або заохочувальних заходів при належній реалізації законодавчих приписів та створення механізму контролю за дотриманням вимог про екологічну освіту;

– забезпечення належного інституційного забезпечення та міжсекторальної взаємодії шляхом створення міжгалузевої координаційної ради з освіти для сталого розвитку на національному та регіональних рівнях та відповідних адміністративних підрозділів у рамках структур МОН та Мінприроди, в завдання яких входила б діяльність з питань розвитку екологічної освіти і освіти для сталого розвитку;

– включення складової щодо розвитку екологічної культури, екологічної освіти та просвіти, зокрема, освіти для сталого розвитку, до існуючих та перспективних документів із стратегічного планування розвитку галузей (секторів) економіки та регіонального розвитку шляхом прийняття відповідних змін у законодавчій та нормативно-правовій базі, розроблення та затвердження відповідних методичних рекомендацій, в тому числі, впровадження системи показників з ефективного виконання заходів по формуванню екологічної культури, екологічної освіти та просвіти;

– розроблення Концепції формування системи безперервної екологічної освіти та виховання в інтересах сталого розвитку та удосконалення, з метою посилення екологічної компоненти та принципів

сталого розвитку в освітньо - виховному процесі, теоретичних, методологічних та методичних засад змісту педагогічної освіти та виховання, що має ґрунтуватися на цілісному розумінні сучасної картини світу та відповідати викликам часу;

– проведення в Україні міжнародної конференції в 2015 році за підсумками Всесвітньої конференції ЮНЕСКО з питань освіти для сталого розвитку для подальшого розроблення

національної стратегії у сфері освіти для сталого розвитку та завдань з її реалізації на період до 2021 року.

Від розв'язання цих проблем залежать розбудова системи освіти для сталого розвитку та її основоположної частини – безперервної екологічної освіти відповідно до світових тенденцій у цій галузі та відповідність викликам, що постали перед Україною на сучасному етапі розвитку суспільства.

Література

1. Предложение в отношении Глобальной программы действий по образованию в интересах устойчивого развития в качестве последующей деятельности по итогам Десятилетия образования в интересах устойчивого развития (ДОУР) Организации Объединенных Наций в период после 2014 г. / Генеральная конференция ЮНЕСКО 37-я сессия, Париж, 6 ноября 2013 г. (37 C/57) [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://documents.un.org/results.asp>
2. Про внутрішнє та зовнішнє становище України в 2013 році: Щорічне послання Президента України до Верховної Ради України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.president.gov.ua/docs/poslannia, 2013.pdf>
3. Про затвердження Національного плану дій з охорони навколишнього природного середовища на 2011-2015 роки: розпорядження Кабінету Міністрів України від 25 травня 2011 року №577-р /Законодавча база Верховної Ради України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/577-2011-%D1%80>
4. Про затвердження плану заходів з реалізації Національної стратегії розвитку освіти в Україні на період до 2021 року: розпорядження Кабінету Міністрів України від 4 вересня 2013 р. № 686-р /Законодавча база Верховної Ради України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/686-2013-%D1%80>
5. Про Національну стратегію розвитку освіти в Україні на період до 2021 року: Указ Президента України від 25 червня 2013 року №344/2013 /Законодавча база Верховної Ради України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/344/2013>.
6. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року: Закон України від 21 грудня 2010 р. № 2818-VI /Законодавча база Верховної Ради України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi>
7. Стратегия ЕЭК ООН в области образования в интересах устойчивого развития. СЕР/АС.13/2005/3/Rev.1 – Вильнюс: ЕЭК ООН, 2005. –22 с.– [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://documents.un.org/results.asp>
8. United Nations Decade of Education for Sustainable Development (2005–2014): International Implementation Scheme. Paris: UNESCO, 2005 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://documents.un.org/results.asp>

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ

УДК

НАЦІОНАЛЬНА МЕРЕЖА ТРАНСФЕРУ ТЕХНОЛОГІЙ: МЕТОДОЛОГІЯ ТА УПРАВЛІННЯ

Егоров С.О.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ,
udik@bigmir.net

У статті розглянуті методологічні основи побудови в Україні мережі трансферу технологій. При побудові мережі пропонується використовувати європейський і російський досвід реалізації подібних проектів з урахуванням особливостей національної інноваційної системи. *Ключові слова:* трансфер технологій, технологічний брокер, мережа.

Национальная сеть трансфера технологий: методология и управление. Егоров С.А. В статье рассмотрены методологические основы построения в Украине сети трансфера технологий. При построении сети предлагается использовать европейский и российский опыт реализации подобных проектов с учетом особенностей национальной инновационной системы. *Ключевые слова:* трансфер технологий, технологический брокер, сеть.

National technology transfer tetwork: methodology and management. Egorov S. Methodological bases of construction of network of transfer of technologies in Ukraine are considered in the article. At the construction of network it is suggested to utiftize European and Russian experience of realization of similar projects taking into account the features of the national innovative systems. *Keywords:* transfer of technologies, technological brokerage, network.

Національна мережа трансферу технологій (далі – НМТТ) будується відповідно до методології та моделі Європейської мережі «релей-центрів» (Innovation Relay Centers – IRC network - з 2008 року EEN), Російської мережі трансферу технологій RTTN [1, 2] та

Української мережі трансферу технологій UTTN [3].

Проект створення мережі спрямований на консолідацію інформаційних ресурсів державних, громадських, приватних інноваційних структур України, підприємств, установ та організацій в єдину мережу трансферу

технологій та подальшу інтеграцію НМТТ до європейської мережі EEN.

Основними завданнями Національної мережі трансферу технологій є:

- трансфер технологій та ноу-хау між науковими секторами та промисловістю;

- пошук партнерів та інвесторів для кооперації під час розробки і впровадження високотехнологічного наукового продукту як в Україні, так і за кордоном;

- організація взаємодії НМТТ з міжнародними мережами трансферу технологій.

Національна мережа трансферу технологій будується відповідно до принципів [1,4]:

- Єдність форматів. Технологічна інформація, яку використовують для обміну між собою учасники національної мережі трансферу технологій, надається в єдиному форматі.

- Сумісність з EEN (IRC) та RTTN. Методологія роботи, а також формати представлення технологічних запитів/ пропозицій в НМТТ - сумісні з форматами та методологією європейської мережі EEN (IRC), російською RTTN та мережою UTTN. Єдність форматів української, російської та європейських мереж створює передумови для ефективної спільної роботи.

- Орієнтація на професійних учасників процесу трансферу технологій. НМТТ передбачає передачу методології роботи мережі існуючим суб'єктам інноваційної інфраструктури. Такі організації вже мають базу клієнтів для надання послуг з трансферу технологій.

- Контроль якості вхідної інформації. Якість та достовірність інформації в технологічних запитах/пропозиціях забезпечується наданням права зане-

сення інформації в базу даних мережі тільки сертифікованим учасникам мережі, які несуть відповідальність за зміст та якість своїх даних.

- Відкритість мережі для нових учасників. Широке залучення нових учасників мережі дозволяє надавати клієнтам унікальні можливості для просування їх технологічних пропозицій/запитів не тільки в Україні, але і за кордоном.

НМТТ складається з державних та недержавних сегментів мережі.

Сегмент мережі - це юридична особа будь-якої організаційно-правової форми, що створена відповідно до законодавства (вид сегменту - А), або група юридичних осіб, яка діє на основі договору про спільну діяльність без створення юридичної особи та без об'єднання вкладів її учасників (вид сегменту - Б).

Сегмент виду А складається з одного учасника мережі - адміністратора сегменту НМТТ.

Сегмент виду Б мережі складається з кількох учасників НМТТ, які діють на основі договору про спільну діяльність без створення юридичної особи та без об'єднання вкладів її учасників. Діяльність сегменту виду Б координує адміністратор сегменту.

Учасниками національної мережі можуть бути будь-які підприємства, організації та установи незалежно від форм власності (з урахуванням обмежень, встановлених законодавчими актами), зокрема:

- науково-дослідні та проектно-конструкторські організації, які працюють за профілем інноваційної структури;

- навчальні заклади, які працюють за профілем інноваційної структури або спеціалізуються на підготовці та

підвищенні кваліфікації фахівців з базових спеціальностей інноваційної структури;

- виробничі підприємства, які впроваджують результати науково-дослідних і дослідно-конструкторських робіт та винаходів;

- інноваційні фонди, комерційні банки, страхові фірми;

- суб'єкти підприємницької діяльності, що надають юридичні послуги, послуги в галузі науково-технічної експертизи, менеджменту, маркетингу, транспорту, рекламної, видавничої та інформаційної діяльності;

- інші суб'єкти інноваційної діяльності та трансферу технологій.

Іноземні юридичні особи, міжнародні організації можуть бути партнерами національної мережі трансферу технологій.

До складу національної мережі трансферу технологій на правах сегменту НМТТ можуть входити існуючі в Україні мережі трансферу технологій в особі їх координаторів, чи мережі що утворюються з ініціативи національного координатора чи суб'єктів інноваційної діяльності.

Для вступу до національної мережі трансферу технологій потенційний учасник НМТТ подає заявку до національного координатора та встановлює з ним договірні відносини. Учасники національної мережі повинні обов'язково пройти сертифікацію на відповідність вимогам НМТТ згідно з Положенням, що затверджується національним координатором.

Діяльність національної мережі трансферу технологій спрямовується національним координатором мережі. Розробку та супровід Web-сайту НМТТ <http://www.nttn.org.ua>, її централізованих баз даних (ЦБД)

здійснює національний координатор або за його дорученням інша юридична чи фізична особа.

Після проходження сертифікації в НМТТ її учасник набуває статусу сертифікованого учасника національної мережі трансферу технологій.

Адміністратори сегментів виду А та Б взаємодіють з національним координатором відповідно до умов договору та регламенту роботи НМТТ.

Адміністратори сегменту виду Б національної мережі зобов'язані координувати діяльність сегменту, який вони представляють відповідно до договору та власного регламенту роботи. Прикладом галузевого сегменту є Екологічна мережа трансферу технологій <http://ettn.uttu.ua> Центру трансферу технологій Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління Мінприроди України.

Всі учасники НМТТ повинні дотримуватися принципів та методології національної мережі трансферу технологій.

Подальший розвиток організаційно-правової, методологічної, інформаційно - комутаційної платформ та іншого забезпечення національної мережі трансферу технологій здійснює національний координатор спільно з іншими учасниками та партнерами мережі.

Національний координатор діє та укладає договори від імені НМТТ, встановлює та затверджує регламент і процедури взаємодії учасників національної мережі трансферу технологій, координує національні сегменти міжнародних мереж трансферу технологій.

Типи профілів централізованої бази даних НМТТ:

- технологічні пропозиції;

- технологічні запити;
- інноваційні пропозиції;
- інноваційні продукти;
- пропозиції НІОКР;
- запити НІОКР.

Профілі в мережі НМТТ представлені українською, російською та англійською мовами.

Вхід в централізовану базу даних НМТТ для клієнтів вільний, але розміщувати в ЦБД свої заявки можуть тільки її учасники відповідно до регламенту НМТТ. Всі технологічні запити та пропозиції супроводжуються технологічним брокером в особі одного з учасників національної мережі трансферу технологій.

Клієнтом НМТТ може стати будь-яка фізична або юридична особа, яка заповнила та надіслала для розміщення в мережі технологічний профіль на адресу учасника національної мережі трансферу технологій.

Література

1. М. Л. Катешова, О. П. Лукша, Е. А. Пашин, А. Э. Яновский. Российская сеть трансфера технологий – инструмент для повышения конкурентоспособности бизнеса. <http://www.innovbusiness.ru>
2. Российская сеть трансфера технологий RTTN. <http://www.rttu.ru/about>
3. В.С. Лисенко, С. О. Єгоров. Передумови та методологічні основи створення і розвитку в Україні мережі трансферу технологій. - Математичні машини і системи, 2008 № 1.
4. В.С. Лисенко, С. О. Єгоров. Побудова в Україні національної інноваційної мережі у сфері трансферу технологій- Математичні машини і системи, 2010 № 1.

Для учасників та організацій, що мають намір працювати в НМТТ, проводяться навчальні семінари, на яких фахівці організацій отримують теоретичні знання і практичні навички методології роботи із використанням сучасного інструменту трансферу технологій - електронної платформи UTTN.

З метою поширення інформації про технологічні розробки українських вчених розроблено шлюз Gate2nttn <http://een.in.ua>, підтримку діяльності якого забезпечує Київський міський центр з інвестицій та розвитку Державного агентства з інвестицій та управління національними проектами України. Така взаємодія дозволяє також мати доступ Державній екологічній академії післядипломної освіти та управління Мінприроди України до технологічних розробок Європейського Союзу.

УДК: 378.1(045):504+373:033

DIAGNOSIS OF SENSOR NETWORKS APPLIED FOR ENVIRONMENT MONITORING

Mashkov V.A., Mashkov O.A.

University J.E.Purkyne,
Ceske mladeze 8, Usti nad Labem 40096,
Czech RepublicДержавна екологічна академія післядипломної освіти
та управління Мінприроди України,
вул. Урицького, 35, 03035, Київ, dei2005@ukr.net

Sensor networks which are exploited for environment monitoring are very often negatively affected by surroundings. As a result, sensor nodes can often fail. The paper presents diagnosis technique based on mutual tests among sensor nodes. Such diagnosis is considered as system level self-diagnosis. Traditionally, system level self-diagnosis is used for detecting of permanently faulty nodes. In the paper, we consider the problems of intermittent fault detection and suggest diagnosis procedures which allow distinguishing between different types of intermittent faults. For each type of intermittent faults we developed diagnosis procedure. *Keywords:* diagnosis, sensor networks, environment monitoring, environment.

Діагностика сенсорних мереж, які застосовуються для екологічного моніторингу.

В.А. Машков, О.А. Машков. Сенсорні мережі, які використовуються для моніторингу навколишнього середовища, дуже часто піддаються негативному впливу самого середовища. У статті представлені діагностичні методи, засновані на взаємних контролях між окремими сенсорами. Таке діагностоване сенсорної мережі відноситься до самодіагностованню на системному рівні. Традиційно самодіагностування на системному рівні використовується для виявлення модулів з постійними відмовами. У статті розглядаються проблеми, пов'язані з виявленням переміжних відмов і пропонуються діагностичні процедури, що дозволяють розрізняти різні типи переміжних відмов. Для кожного типу переміжних відмов розроблена окрема процедура діагностування. *Ключові слова:* діагностика, сенсорні мережі, екологічний моніторинг, навколишнє середовище.

Диагностика сенсорных сетей применяемых для экологического мониторинга.

В.А.Машков, О.А. Машков. Сенсорные сети, которые используются для мониторинга окружающей среды, очень часто подвержены отрицательному влиянию самой среды. Следствием такого влияния могут быть частые отказы сенсоров. В статье представлены диагностические методы, основанные на взаимных контролях между отдельными сенсорами. Такое диагностированное сенсорной сети относится к самодиагностированию на системном уровне. Традиционно самодиагностирование на системном уровне используется для обнаружения модулей с постоянными отказами. В статье рассматриваются проблемы, связанные с обнаружением перемежающихся отказов и предлагаются диагностические процедуры, позволяющие различать различные типы перемежающихся отказов. Для каждого типа перемежающихся отказов разработана отдельная процедура диагностирования. *Ключевые слова:* диагностика, сенсорные сети, экологический мониторинг, окружающая среда.

Problems of diagnosis of sensor networks applied for environment monitoring. Typical sensor network con-

sists of great number of sensor nodes each of which consists of sensing, computing, communication, actuation, and

power components [1]. These components are integrated on a single or multiple boards, and packaged in a few cubic inches. Sensor networks which can be applied for environment monitoring (e.g., wireless sensor networks) usually consist of tens to thousands of nodes that communicate through wireless channels for information sharing and cooperative processing. Communication among sensor nodes can be used for diagnosis purposes. In this paper, we are going to show how diagnosis of sensor network can be performed by using results of tests among sensor nodes.

Wireless sensor networks can be deployed on a global scale for environment monitoring and habitat study, over a battle field for military surveillance and reconnaissance, in emergent environments for search and rescue, in factories for condition based maintenance, in buildings for infrastructure health monitoring, in homes to realize smart homes, or even in bodies for patient monitoring [2].

Sensor networks which are used for environment monitoring have some specific features such as:

- autonomous functioning for a long time;
- working conditions can produce external faults for sensors;
- difficulties to provide centralized testing facilities and diagnosis;
- necessity in online testing;
- high requirements for fault-tolerance and survivability, etc.

In view of the listed above, the appropriate means and techniques for sensor network checking and diagnosis should be developed so as to satisfy the requirements of customer/ user of sensor network. In the paper, we propose network diagnosis based on the results of tests performed by sensor nodes (i.e., without

external facilities). During diagnosis procedure sensor nodes test each other, and then all test results are used in diagnosis algorithm. Usually, such diagnosis was exploited to reveal permanently faulty components in complex systems. In view of the fact that sensor nodes are also susceptible to intermittent faults [3], direct implementation of diagnosis based on mutual tests in sensor networks may be complicated. In this paper, we investigate how diagnosis based on mutual tests can treat the situations when one or more sensor nodes have both permanent and intermittent faults.

Diagnosis of intermittent faults

Based on the current literature available on fault diagnosis in most of the sensor network consisting of great number of sensor nodes, many network components are subjected to intermittent faults as compared to any other kind of faults, such as permanent, transient and byzantine. Occurrence of intermittent faults may decrease the quality of service that a network delivers. In view of this, there have been performed a great number of researches on developing techniques for diagnosis of intermittent faults, modelling intermittent faults and designing detection experiments for them.

Intermittent faults can be defined as the faults whose presence is bounded in time. In other words, a unit can possess an intermittent fault but the effect of this fault is present only part of time.

For the diagnosis purposes the amount of time devoted to diagnosis procedure, t_d is very important. Depending on the amount of time t_d and on its position on the time axis (see Fig. 1), the same fault may be identified as a permanent fault (case of t_d^1) and as an intermit-

tent fault (case of t_d^2). There is also probability that during the diagnosis proce-

dures the effect of intermittent will not be present (case of t_d^3).

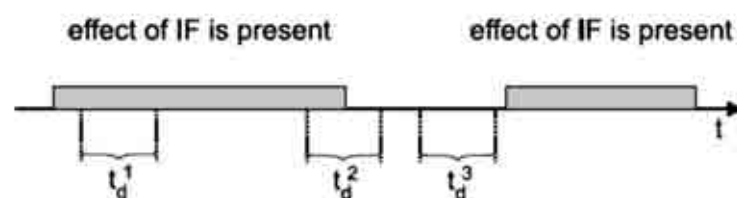


Figure 1. Intermittent fault in relation to the time t_d

There should be named some valuable works in the area of diagnosis of intermittent faults. Particularly, S. Kamal and V. Page in [4] considered the problem of how many times a digital circuit should be tested before the decision about its state is made. At the beginning of testing, the state of a unit is indefinite. The testing procedure (i.e., repetition of tests) is stopped either when the fault is detected or on the basis of a decision rule. The authors suggested some decision rules for termination of testing procedure with the result that a unit is fault-free. According to their research results, the intermittent fault present in the unit can affect the behavior of the unit only part of time. However, if the effect of the intermittent fault is present during the testing procedure, then such fault will be detected. Therefore, they describe the behavior of intermittent faults (particularly, the occurrence of their effects) with the help of the probability $P(S_i/\omega_i)$, where S_i denotes the state of the unit when it possesses intermittent fault ω_i and the effect of the fault is present.

Another approach to describing behavior of intermittent faults is presented in [5]. In this case, an intermittent fault has two states - active (AS) and passive (PS). When an intermittent fault is in AS, the effect of intermittent fault is present.

Whereas, when an intermittent fault is in PS its effect is not present. Transfers from one state to the other one are described with the corresponding intensities λ and μ (see Fig. 2)

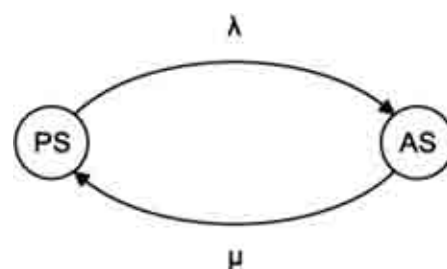


Figure 2: Model of intermittent fault

The process of transfers between these two states can be described as continuous Markov chain, where the time period during which the intermittent fault stays in state AS (PS) is random value. This random value has exponential probability distribution with mean $1/\mu$ ($1/\lambda$).

The probabilistic models for describing the behavior of intermittent faults are used for computer modeling of intermittent faults and for designing intermittent fault detection experiments.

Among the first problems that were considered in the area of system level self-diagnosis accounting intermittent faults were the problems of developing

the diagnosis procedure and the algorithm allowing to identify intermittently faulty units.

Considering intermittent faults in context of system level self-diagnosis is very important since imperfect test fault coverage can lead to the same effect as the presence of intermittent faults can produce. Thus, the assumption that $P_{AT} = 1$ (where P_{AT} is the probability that fault-free unit will identify correctly the tested faulty unit) can be relaxed when intermittent faults are taken into consideration.

Attempts to exploit the same methods for diagnosis intermittent faults as the ones used for diagnosis of permanent faults can considerably complicate the diagnosis and can lead to receiving incorrect (confusing) diagnosis results.

So, for example, for diagnosis of intermittent faults there should be considered three states of a unit, i.e., fault-free, permanently faulty and intermittently

faulty. It means that probabilistic algorithms have to consider 3^N hypotheses that may be time-consuming even for diagnosing the systems with not very large number of units. In case of homogeneous systems, there can be received the result of diagnosis indicating that two hypotheses made upon system unit state have equal posterior probability (or near equal). This situation can arise when system units have approximately equal values of prior probabilities of fault-free state.

In case of table algorithms, it is very probable that a confusing result of diagnosis will be received, since presence of intermittent faults contradicts the main assumptions made for table algorithms (e.g., $P_{AT} = 1$).

The situation when a system contains an intermittently faulty unit is depicted in Fig. 3.

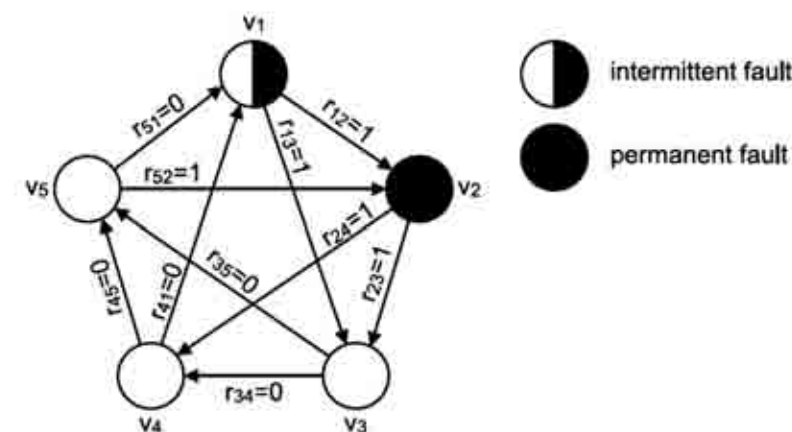


Figure 3: System with intermittently faulty unit

In the given case, the system consists of five units. Let unit u_1 be intermittently faulty and unit u_2 be permanently faulty. The obtained syndrome is compatible with the actual faulty situation in the system.

Given the obtained syndrome, it is not possible to make decision which of the units, u_1 or u_3 , is fault-free, and which one is intermittently faulty. To detect an intermittent fault may be very difficult for the reason that the behavior of a fault

(expressed by the values of λ and μ) may be such that the fault either may stay in PS for a long time (i.e., small value of λ), or may appear in AS for a very short time (i.e., great value of μ).

However, for some types of intermittent faults there exist special methods which make it easy to diagnose intermittent faults.

It is worth noting that in case of intermittent faults, it is important not only to identify intermittently faulty units, but also to define the further step relating to the treatment of the detected intermittently faulty units. So, for example, a unit possessing the intermittent fault belonging to a certain type can operate further on even without any recovery operations performed on it.

Given testing assignment, instances of performing the tests and time duration of a test, there can be performed computer modeling of diagnosis of intermittent faults. Computer modeling is performed for different values of λ and μ and is aimed to determine the number of tests repetitions, k , ensuring the correct detection of intermittent faults. Depending on the obtained values of k , all intermittent faults can be subdivided into three types.

Type 1. Includes the intermittent faults which can be detected after repetition of each test several times (not greater than few dozens).

Type 2. Includes the intermittent faults which although can be detected by way of tests repetitions, but the number of tests repetitions must be great (in the order of 10^6).

Type 3. Includes the intermittent faults which, with high probability, may appear in AS for a short time and not more than once during the diagnosis procedure.

It should be noted that the classification of intermittent faults presented here depends considerably on the parameters of diagnosis procedure (time duration of a test, number of tests performed in one round of tests repetitions, instants of tests performing etc.).

Concurrent running of diagnosis process and intermittent fault occurrence process is depicted in sequence diagram (see Fig. 4)

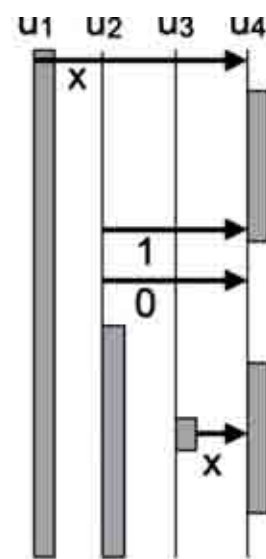


Figure 4: Sequence diagram

The diagram consists of the vertical dimension (time) and horizontal dimension (tests among the units). The tests among the units are shown as horizontal arrows. Their vertical position defines the instants when test is performed. The result of test is shown under the arrow. When the test is performed by a faulty unit, the result of test may take value either 0 or 1. That is why such test results are expressed by X. Faulty state of a unit is shown in the diagram as gray rectangle on the vertical line of the corresponding

unit. The height of rectangle corresponds to the time duration of the faulty state of the unit.

As it follows from Fig. 4, unit u_1 is permanently faulty, unit u_2 is also permanently faulty, but the fault occurs in the unit during the diagnosis procedure. Moreover, this fault in unit u_2 doesn't influence the diagnosis result since unit u_2 has performed all assigned tests before the instants of fault occurrence.

Unit u_3 has intermittent fault. This fault was in AS for a short time. During the diagnosis procedure this intermittent fault was in AS only once. Such intermittent fault belongs to Type 3 of the above presented classification of intermittent faults.

Unit u_4 also has intermittent fault. However, as distinct from the intermittent

fault of unit u_3 , the fault of unit u_4 has been in AS several times and, thus, influences considerably the diagnosis result. Intermittent fault of unit u_4 rather belongs to Type 1 than to Type 2, since this fault stays in AS longer than in PS, and, thus, it can be detected after few times of test repetitions.

For the diagnosis of intermittent fault of Type 1, there were suggested methods [6] based on summary (updated) syndrome, R_Σ . Summary syndrome R_Σ is obtained after performing m rounds of test routine. Test routine is the testing which is performed according to testing assignment.

Summary syndrome R_Σ is computed as

$$R_\Sigma = \{r_{ij}^*\}, \quad r_{ij}^* = \bigcup_l r_{ij}^l,$$

Where $r_{ij}^l \in R_l$, R_l - syndrome obtained during l -th round of test routine repetition.

It can be easily seen that summary syndrome is a subsyndrome of the syndrome which would have resulted from a test routine if all the current faults in units were of a permanent type.

Anytime the summary syndrome is consistent, a diagnosis can certainly be performed and a set of units can be identified as being faulty. Thus, diagnosis can be performed if the following condition is met

$$R_\Sigma \in R_0, \quad (1)$$

Where R_0 is the set of summary syndromes which would have been obtained if all the current faults were permanent,

and the number of faults didn't exceed the value of t .

If condition (1) is met, the diagnosis can be performed by using the methods and algorithms used for diagnosing the systems which can have only permanently faulty units. But, this time, the units identified as faulty may indeed be either permanently faulty or intermittently faulty. When condition (1) is not met, the obtained summary syndrome R_Σ is inconsistent and contains conflicting test results (i.e., some of the test results conflict with each other). The result of diagnosis received on the basis of inconsistent summary syndrome will be incompatible. Diagnosis result is incompatible when some unit is evaluated by one fault-free unit as fault-free but, at the same time, another fault-free unit evaluates this unit as faulty.

In this case, the diagnosis usually doesn't continue and ends with the reset that a system cannot be correctly diagnosed. This case can occur when system units have intermittent faults either of Type 2 or Type 3. When situation allows to continue the diagnosis procedure, there could be performed additional rounds of test routine (testing) with the aim to catch the intermittent faults in AS, and afterwards to eliminate the inconsistency from the summary syndrome.

The alternative solution of how to resolve the conflicts in test results doesn't require additional rounds of testing. It is worth noting that this alternative solution has a risk that the diagnosis result will be inaccurate. This solution makes the basic assumption that all undetected intermittent faults belong to Type 3. Thus, the probability of receiving inaccurate reset of diagnosis, in the given case, is equal to

the probability that the made basic assumption will not be true. The reasoning for making this assumption can be explained by the fact that in current complex systems the intermittent faults of Type 3 can occur much more frequently than the other types of intermittent faults can.

The suggested alternative solution consists in the following.

At the first step, the subset Z is determined. The subset Z contains all of the units that, according to the summary syndrome, are identified as fault-free.

At the second step, the consistency of all test results performed by the units of subset Z is verified. In other words, there will be checked if the units of subset Z evaluate the units which don't belong to subset Z equally.

Checking procedure can result in one of the situations depicted in Fig. 5.

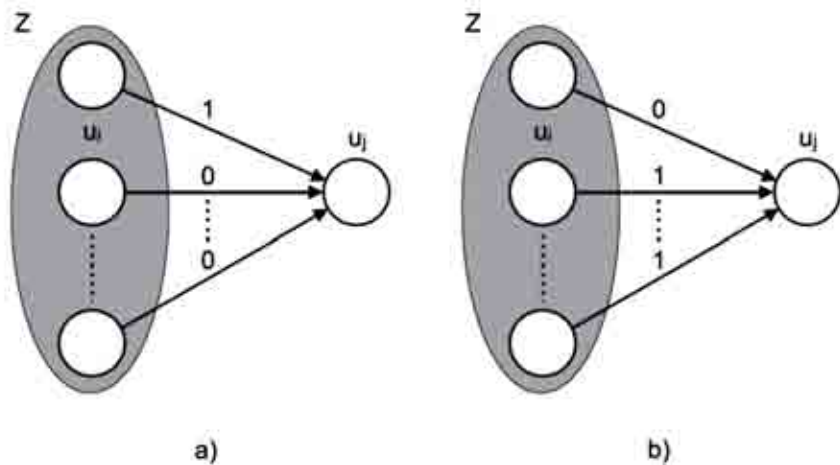


Figure 5: Situations caused by intermittent faults of Type 3

Situation A depicted in Fig. 5a can occur by reason of:

1. Unit u_j fails at the moment right before its participation in the last test in the last round of testing. In the given case, it

is the test τ_{ij} that was performed by unit u_i on unit u_j .

2. Unit u_j has intermittent fault of Type 2, and unit u_i is the single unit which has detected this fault.

3. Unit u_i is permanently faulty. The test τ_{ij} is the first test that has been affected by this fault. It means that before test τ_{ij} unit u_i was fault-free.

4. Unit u_i is intermittently faulty. This intermittent fault was detected only by test τ_{ij} .

5. Either unit u_i or unit u_j has intermittent fault of Type 3. This intermittent fault was in AS at the moment of performing test τ_{ij} .

The situation A can also occur when both units, u_i and u_j , are intermittently faulty, but the probability of occurrence of such situation is very small (negligible). Some examples of occurrence of situation A are shown in Fig. 6.

In case of 2, 4, 5, there exist many possibilities of how situation A can occur, but only one example is depicted.

Exception is made only for the case of 5 when two examples are depicted. According to the basic assumption made, there are considered only intermittent

faults of Type 3 (case of 5).

Thus, we can conclude that either unit u_i or unit u_j is intermittently faulty. An intermittent fault in a unit with high probability will not be in AS more than once during system operating. It means that the unit possessing such intermittent fault can operate correctly for a long time after the intermittent fault has transferred into PS. In view of this, it is not important which of the units, u_i or u_j , has intermittent fault. The main goal, in this case, is to eliminate inconsistency from the set of test results. Consequently, the solution consists in changing the result of test τ_{ij} from 1 to 0.

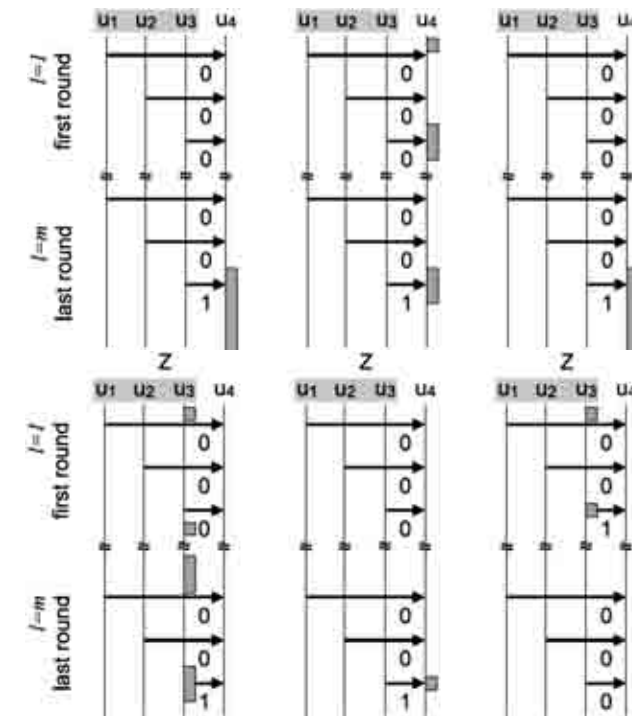


Figure 6: Examples of occurrence of situation A

Situation B depicted in Fig. 5b can occur only in the case when unit u_j has intermittent fault which was detected by

all units of subset Z except the unit u_i . In Fig 7, there are shown some examples which result in occurrence of situation B.

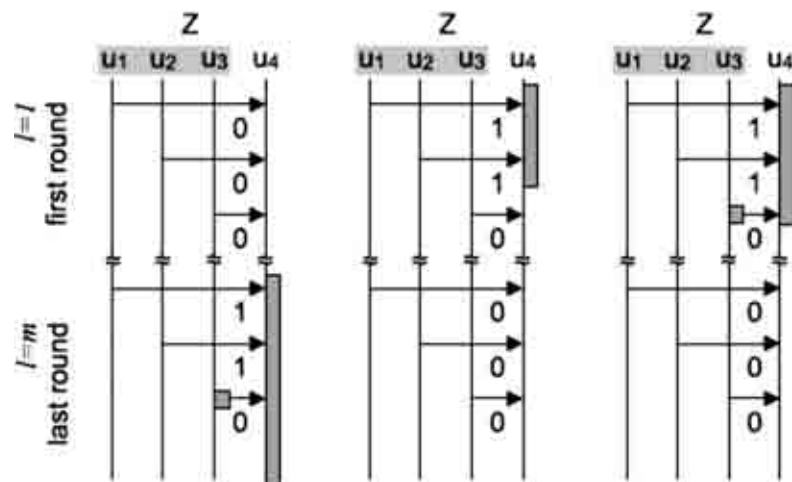


Figure 7: Examples of occurrence of situation B

In the given case, the solution is straightforward. It is sufficient to change the result of test τ_{ij} from 0 to 1.

More complex situation arises when subset Z has only two elements (see Fig. 8)

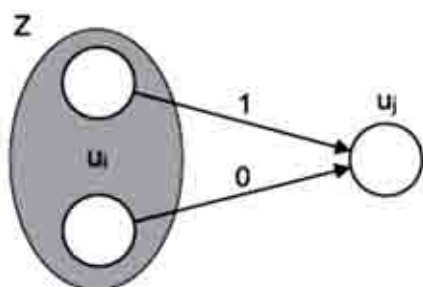


Figure 8. Case when subset Z has only two elements

In this case, it is possible to interpret the obtained result either as situation A or situation B. For making the choice between these two situations it is necessary to compare the probabilities of these situations. When situation A is chosen, one

can conclude that either unit u_i or unit u_j possesses an intermittent fault of Type 3. When situation B is chosen, unit u_i possesses an intermittent fault of Type 2. Since the probability of occurrence of intermittent fault of Type 2 is lesser than the probability of occurrence of intermittent fault of Type 3, it is reasonable to give preference to the situation A.

Summarizing the above consideration of diagnosis of intermittent faults, there could be listed the following specific features of such diagnosis:

I. Some intermittent faults which belong to Type 3 cannot be identified unambiguously. In this case, there should be resolved the conflicts among the test results produced by the fault-free units.

II. The diagnosis procedure consists in the following:

Step 1. Performing m rounds of test routine and obtaining summary syndrome R_Z .

Step 2. Checking the condition $R_Z \in R_0$. If the condition is met, the subsequent diagnosis is performed in the same manner as diagnosis of permanent faults. Otherwise, there should be performed the next step.

Step 3. Determining subset Z by using the summary syndrome. Subset Z contains all of the units which were identified as fault-free by using the summary syndrome.

Step 4. Verifying the consistency of test results produced by the units of subset Z .

Step 5. Resolving the conflict situation.

III. Intermittent faults can be subdivided into three types according to the value of m (number of rounds of test routine repetition which is needed to detect an intermittent fault). Intermittent faults of Type 1 can be identified at Step 2. Some intermittent faults of Type 2 can be identified after performing Step 3. Intermittent faults of Type 3 can be detected (i.e., we can assert that the system has an intermittent fault), but cannot be identified. Usually, the system can tolerate these intermittent faults and is able to continue in delivering correct services. Con-

flict situations caused by intermittent fault of Type 3 are resolved at Step 5.

IV. The main drawbacks of intermittent fault diagnosis based on tests repetitions are as follows:

- the diagnosis is time-consuming;
- it may be difficult to provide tests among the system units when the system operates (i.e., concurrently with delivering services).

Conclusions

Sensor networks used for environment monitoring are often working in surroundings which can produce negative effects on sensor network. For example, radiation can cause intermittent faults in sensor nodes. Temperature and humidity can also impact negatively on sensor's functioning. Current diagnosis techniques which are used for checking and diagnosing of sensor nodes mostly deal with permanent faults. In this paper, we have considered specifics of intermittent fault diagnosis and have shown how diagnosis based on mutual sensor tests can be used to diagnose faulty sensor nodes. We have considered different types of intermittent faults and suggested diagnosis procedure for each of them.

References

1. Amir Taherkordi, Majid Alkaee Taleghan and Mohsen Sharifi. /in *Journal of Networks (JNW)*, Vol. 1, Issue 6, 2006.
2. Yang Yu, Viktor K Prasanna, Bhaskar Krishnamachari. *Information Processing and Routing in Wireless Sensor Networks*. ISBN: 978-981-270-146-6 (ebook), 204p., 2006.
3. Akhilesh Sharma, Vineet Richariya. Intermittent fault diagnosis on WSNs using an energy efficient clustering technique. /in *International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering*, Vol.1, Issue 2, 2011, ISSN 2250-2459.
4. Kamal, S.; Page, C.V. Intermittent fault: a model and a detection procedure. *IEEE Trans. Comput.* Vol.C-23, No.7, 1974. pp.713-719.
5. Su, S.; Koren, I.; Malaiya, K. A continuous-parameter Markov model and detection procedures for intermittent faults. *IEEE Trans. Comput.* Vol.C-27, No.6, 1978. pp.567-570.
6. Mallela, S.; Masson, G. Diagnosable systems for intermittent faults. *IEEE Trans. Comput.*, Vol.C-27, No.6, 1978. pp.560-566.

7. Машков О.А., Косенко В.Р., Дурняк Б.В., Тимченко О.В. Особливості створення функціонально-стійкої системи управління динамічним об'єктом моніторингу навколишнього середовища / Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 62, Київ, 2012, с. 210-228.
8. Машков О.А., Косенко В.Р., Дурняк Б.В., Тимченко О.В. Науково-теоретичні основи забезпечення функціональної стійкості системи моніторингу навколишнього середовища / Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 63, Київ, 2012, с. 202-218.
9. Машков О.А., Коробчинський М.В., Щукін А.Н., Ярема О.Р. Исследование свойств функционально-устойчивого комплекса управления групповым полетом БПЛА экологического мониторинга / Моделирование та інформаційні технології / Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 65, Київ, 2012, с. 202-214.
10. Машков О.А., Коробчинський М.В., Щукін А.Н., Ярема О.Р. Теоретические основы создания функционально-устойчивого комплекса управления групповым полетом беспилотных летательных аппаратов экологического мониторинга / Моделирование та інформаційні технології / Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 66, Київ, 2012, с. 215-223.
11. Васильев В.С., Машков О.А., Фролов В.Ф. Методы и технические средства экологического мониторинга / Экологичні науки: науково-практичний журнал. – К.: ДЕА, 2014.-№5.-с. 57-67.

УДК 628.4.02

ТЕХНОЛОГІЇ ОБРОБЛАННЯ ВІДХОДІВ, ЩО УТВОРЮЮТЬСЯ У ПРОЦЕСІ МЕДИЧНОГО ОБСЛУГОВУВАННЯ, ТА ПОВ'ЯЗАНИХ З ЦИМ ДОСЛІДНИХ РОБІТ

Сібілева О. В.

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

Висвітлено основні методи знезаражування, оброблення та знищення медичних відходів, а також вузькоспеціалізованої техніки, які дозволять повністю усунути вихід небезпечних медичних відходів за межі закладів охорони здоров'я, зменшити споживання засобів хімічної дезінфекції та запобігти травматизму медичних працівників. Наведені основні переваги застосування сучасних парових, піролізних та плазмових утилізаторів, проблем впровадження даних технологій, а також вимог санітарно-епідеміологічної безпеки яких мають дотримуватись працівники при їх використанні. *Ключові слова:* медичні відходи, технології знезараження, оброблення, екологічна безпека.

Технологии обработки отходов, образующихся в процессе медицинского обслуживания, и связанных с этим исследовательских работ. Проанализированы основные методы обеззараживания, обработки и уничтожения медицинских отходов, а также узкоспециализированной техники, которые позволят полностью устранить выход опасных медицинских отходов за пределы учреждений здравоохранения, уменьшить потребление средств химической дезинфекции и предупредить травматизм медицинских работников. Приведены основные преимущества применения современных паровых, пиролизных и плазменных утилизаторов, проблем внедрения данных технологий, а также требований санитарно-эпидемиологической безопасности, которых должны придерживаться работники при выборе и их использовании. *Ключевые слова:* медицинские отходы, технологии обеззараживания, обработки, экологическая безопасность.

Disinfection technology of wastes formed during the medical services and the associated researches. The main methods of decontamination, treatment and disposal of medical waste, as well as highly specialized equipment that will completely eliminate the output of hazardous medical waste outside of health care centers, reduce the consumption of the means of chemical disinfection to prevent injuries and health professionals were analyzed. The main advantages of the use of modern steam, pyrolyzed and plasma waste junker heat problems of implementation of these technologies, as well as the requirements of sanitary and epidemiological rules to be followed by employees in selecting and using them were cited. *Keywords:* medical waste disinfection technology, processing, environment safety.

Особливу категорію відходів, що визначають як небезпечні та які потребують спеціальних методів і засобів поводження з ними, становлять відходи, що утворюються у процесі медичного обслуговування та пов'язаних з цим дослідних робіт (медичні відходи) [1–2].

Вдосконалення якості медичної допомоги на сучасному етапі розвитку

охорони здоров'я, збільшення спектру діагностичних та лікувально-профілактичних маніпуляцій, призводить до збільшення обсягу медичних відходів, і як наслідок, посиленням їх негативного впливу на природне середовище та здоров'я медичних працівників.

У загальній структурі близько 10–20 % усіх відходів, які утворюються в лікувально-профілактичних закладах (ЛПЗ), належать до небезпечних, проте саме ця частка відходів (токсичних, біологічних та радіоактивних), що робить їх об'єктом пильної уваги з боку багатьох фахівців.

Надзвичайно важливою задачею під час поводження з медичними відходами є заходи які дозволяють повністю усунути вихід небезпечних медичних відходів за межі ЛПЗ, зменшити споживання засобів хімічної дезінфекції та запобігти травматизму медичних працівників. Тому **мета** роботи – аналіз та узагальнення існуючої на сьогодні інформації щодо технологій знезараження (обробки) медичних відходів та додержання вимог санітарно-епідеміологічної безпеки, яких мають дотримуватись працівники. У роботі використано науково-пошуковий та аналітичний методи.

Результати дослідження

Методи знезараження та оброблення медичних відходів, які спрямовані на скорочення до мінімуму всіх небажаних наслідків їхнього небезпечного впливу, можна поділити на дві великі категорії: термічні (термічне знезараження, інсинератори, піроліз, плазмові технології) та альтернативні (хімічне, термохімічне, надвисокоча-

стотне; знезараження водяною парою під тиском, вузькоспеціалізована техніка) [3].

Термічні методи поділяють на методи знезараження і методи знищення. У першому випадку відходи знезаражують упродовж години за температури близько 180 °C (до 400 °C); у другому – спалюють за температури 800 °C і вище.

Термічне знезараження відходів застосовують вкрай зрідка через надмірне енергоспоживання, значні витрати часу на нагрів відходів (потім на їх охолодження), на придбання витратних матеріалів (балонів з інертним газом, спеціальних контейнерів або особливих пакетів для відходів тощо).

Інсинерація (від англ. *Incinerate* – *спалювати, спопеляти*) – простий і універсальний метод знищення відходів, надзвичайно поширився у світі ще 10–15 років тому. Разом з тим, пристрої, призначені для спалювання відходів, нині є джерелом забруднення довкілля ртуттю, діоксинами, свинцем, кадмієм, арсеном, хромом та галогенвмісними вуглеводнями, частинки яких здатні до біокумуляції, що призводить до захворювань дихальної, імунної, репродуктивної та інших систем людського організму.

У 2000 році в Європейському співтоваристві введено жорсткі ліміти для сміттеспалювальних печей. Нові європейські норми забороняють використовувати для спалювання відходів малі локальні установки. Відходи треба спалювати впродовж 24 годин з часу їх надходження. Установка для спалювання відходів має бути обладнана пристроями зміни температури, вуглецю й кисню, температура – дося-

гати 850 °C в камері для згоряння та 1200 °C в камері допалювання. Також має бути передбачено очищення відхідних газів, після якого вони мають містити речовини в таких концентраціях: діоксини < 0,1 нг/м³; чадний газ < 50 мг/м³; кадмій < 0,05 мг/м³; ртуть < 0,05 мг/м³; інші важкі метали (свинець, арсен) < 0,5 мг/м³ [4].

Існує інформація, що зміна температури від 700 до 15 000 °C, часу перебування газів у печі від 2 до 6 с та концентрації кисню від 2 до 15 % у різних спалювальних печах не знижує викиди 15 токсичних речовин (зокрема й діоксинів), а навпаки – збільшує летучість компонентів та, як наслідок, збільшує викиди небезпечних металів. Тому для реального зниження вмісту діоксинів у газах слід використовувати тільки вугільні фільтри та спеціальні каталітичні доопалювачі, доповнені допалюванням NOx [5].

Більшість фахівців вважають спалювання застарілою формою поводження з медичними відходами. Саме через труднощі вловлювання діоксинів очищувальні споруди сучасних заводів коштують сотні мільйонів доларів США і в Україні такі сміттеспалювальні заводи будуються свідомо з порушенням санітарно-епідеміологічних вимог. Зазвичай таке відбувається в районах з низьким рівнем доходу людей, які практично не спромоглися протидіяти будівництву, яке порушує основні принципи їхнього екологічного права.

Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ) декларує такі положення, які стосуються утилізування/знищення медичних відходів:

- не можна спалювати матеріали, що містять хлор (контейнери для крові

та кровозамінників, внутрішньовенні катетери, планшети тощо) або важкі метали (ртутьвмісні);

- для полегшення рециркуляції всі виробники мають використовувати пластмасу для виготовлення виробів одноразового застосування;

- використовувати медичні пристрої, що не містять полівінілхлориду;

- розробляти та розвивати безпечні варіанти рециркуляції для пластмаси, скла тощо;

- розробляти та впроваджувати насамперед нові, альтернативні спалюванню, технології поводження з небезпечними відходами;

- заохочувати на державному рівні принципи екологічно чистого поводження з небезпечними відходами згідно з Базельською угодою.

ВООЗ допускає використовувати інсинерацію для медичних відходів у тих країнах, які не мають екологічно безпечних варіантів для поводження з відходами охорони здоров'я. Але в цих випадках мають використовуватись нові, сучасні методи та установки для спалювання відходів, дотримуватись вимог під час будівництва, оснащення та обслуговування (наприклад, попередній підігрів; розрахунок потужності для унеможливлення перевантаження; спалювання за температури не нижчої за 800 °C тощо) рекомендовано використовувати сортування для обмеження спалюваних відходів, які виділяють у процесі нагрівання токсичні речовини.

Слід зазначити, що метод інсинерації цілком придатний для знищення (кремації) великої кількості біомаси (трупи полеглих тварин, масивні операційні відходи тощо). Альтернативою йому може слугувати

тільки піроліз та поховання, проблема токсичних речовин при цьому не настільки актуальна, оскільки білкові організми містять галогенові сполуки в дуже малих, слідових концентраціях.

Альтернативою звичайним методам термічного оброблення медичних відходів є технології, що передбачають попереднє розкладання органічного складника відходів у безкисневій атмосфері (*піроліз*), після чого утворювана концентрована парогазова суміш надходить у камеру допалювання, де в режимі керованого "допалювання" газоподібних продуктів токсичні речовини перетворюються у менш або повністю безпечні. Позитивні особливості безкисневих піролізних технологій знищення органічних матеріалів, що екологічно забезпечують викиди зокрема хлорумісні, такі:

- можливість керованого спалювання за високої температури концентрованою нерозбавленою парогазовою сумішшю (теплота згоряння 6680–10450 кДж/м³), яка забезпечує високу (1200–13000 °С) температуру згоряння всього обсягу продуктів;

- активний хлор, який виділяється під час піролізу із хлорвмісних матеріалів у камері термічного розкладання, негайно реагує з воднем, утворюючи стійку сполуку HCl, яка далі легко нейтралізується на стадії доочищення і тим самим запобігає утворенню діоксинів та фуранів.

На українському та російському ринку медичної техніки є такі установки піролізу: турецька «Фортен», французька «Мюллер» та американська «Пенрам» (рис. 1) [6].

Для експлуатування установки піролізу потрібно обов'язково організувати санітарно-захисну зону.

Однак, перевагою установок піролізу (порівняно з інсинераторами) є те, що для них не потрібно будувати капітальні споруди і високі димові труби. Їх можна монтувати під навісом або в ангарах легкого типу на бетонній основі. Також вони можуть працювати в переривчастому режимі в міру нагромадження достатньої кількості відходів, а шлак, який утворюється після оброблення, має високу щільність, що зменшує на 70–80 % об'єм надходжених відходів.



Рис. 1 – Установка "Пенрам" потужністю 75 кг/год

У *плазмових системах* використовують електричний струм, який іонізує інертний газ (аргон та ін.) та формує електричну дугу з температурою близько 6000 °С. Медичні відходи в цих установках нагріваються до 1300–1700 °С, внаслідок чого потенційно патогенні мікроби знищуються, а відходи перетворюються на гладенький шлак, металеві зливки та інертні гази. Плазмові системи, за даними інформційних джерел, можна використовувати для стерилізування медичного обладнання та інструментів, вироблених з термочутливих матеріалів: вироби синтетичні і полімерні, медичні оптичні системи, електричні інструменти та електричні

кабелі, жорсткі ендоскопи, ультразвукові інструменти, давачі, зокрема, апарати УЗД, медичні імплантанти та інструменти для їх установа тощо (рис. 2) [7].



Рис. 2 – Плазмовий стерилізатор HMTS – 40/SES

Даних про практичне використання подібних установок в Україні і Росії немає і поки що їх можна вважати теоретичною розробкою.

Альтернативні методи. На сьогодні розроблено понад сорока технологій знезараження медичних відходів. Установки більш ніж семи десятків виробників із Сполучених Штатів, Європи, Близького Сходу та Австралії різняться потужністю, ступенем автоматизації та зменшенням обсягу відходів, але всі вони використовують один або кілька таких методів:

- нагрівання відходів мінімум до 90–950 °С за допомогою мікрохвильових печей, радіохвиль, гарячої оливи, гарячої води, пари або перегрітих газів;

- оброблення відходів хімікаліями типу гіпохлориту натрію або діоксиду хлору;

- оброблення медичних відходів джерелом радіації.

Хімічне знезараження. У хімічних утилізаторах подрібнені відходи піддаються впливу знезаражувальних

хімічних речовин, внаслідок чого вони втрачають свою епідеміологічну небезпеку. Є кілька способів нейтралізувати відходи за допомогою різних хімічних речовин, але переважно ці способи не знайшли практичного застосування через те, що одержуваний продукт сам потребує нейтралізації (токсикологічні проблеми). Наприклад, деякі компанії запропонували використовувати для оброблення медичних відходів негашене вапно. Це – Matrix в Австралії та Positive Impact Waste Solutions в США (Одеса, Штат Техас). Процес, мабуть, здатний обробити всі форми відходів, серед них і патологоанатомічний матеріал. Проблема – це кінцевий продукт з високим pH (10,5–11), який сам собою є небезпечним відходом. Найбільш вдалою розробкою вважають хімічний утилізатор Стеримед-1 (Sterimed-1) та його зменшений варіант Стеримед-юніор (Sterimed-junior) (Ізраїль) [7]. Установки переробляють практично будь-які медичні відходи крім біологічних. Механічно подрібнюючі завантажені відходи (що робить їх непридатними для повторного використання) і одночасно обробляючи їх дезінфекційною рідиною (Stericid – глутаровий альдегід з четвертинним амонієм та алкоголем), установка здатна за один цикл тривалістю 15–20 хв переробити близько 70 літрів вихідних відходів. Вивантаження у заздалегідь підставлений контейнер відбувається автоматично, відпрацьований дезінфектант сепарується та зливається в каналізацію. Серед переваг такого способу перероблення відходів зазначають невеликі габарити обладнання, значно меншу, порівняно з інсинераторами, вартість, та найголовніше те, що під час знезараження не утворюються токсичні речовини (крім дезінфектанту).

На російському та українському ринку наявна установка Ньюстер (Newster Італія), у якій завантажені в реакційну камеру відходи подрібнюються і одночасно з вприскуванням розчину гіпохлориту натрію (NaClO) нагріваються до 150–160 °С. Токсичність і вибухонебезпечність виділених газів зумовлюють потребу оснастити установку потужними фільтровентиляційними пристроями і, як наслідок, обмежують її застосування.

Деякі користувачі зазначають значну дорожнечу змінних ножів, які швидко виходять з ладу, подразнення слизових оболонок в обслуговуючого персоналу, а також підвищену гучність установки в процесі роботи. До переваг цього апарату варто віднести потужність (100–130 літрів вихідних відходів на годину), високий ступінь подрібнення та зменшення обсягу відходів до 70 % (за умови справності подрібнювальних ножів).

Головна вада хімічних утилізаторів полягає у потребі постійно використовувати коштовний запатентований дезінфектант, у підвищеній гучності під час роботи апарату і надто високій вологості відходів на виході. Дорожнеча технічного обслуговування та запасних частин (подрібнювача, фільтровентиляційних пристроїв) також змушує деяких потенційних покупців відмовитися від придбання таких установок.

Слід зауважити, що злив у каналізацію відпрацьованих хімічних розчинів забруднює довкілля, багато років вони можуть не розкладатись на нешкідливі складники, нагромаджуватись та робити ґрунт непридатним для росту рослин.

Надвисокочастотне (НВЧ) знезараження. Принцип знезараження установок побудований на властивості надвисокочастотного (НВЧ) мікрохвильового випромінення нагрівати воду. До використання відходи бажано попередньо подрібнити й обов'язково попередньо зволожити, щоб досягти високої температури (95 °С і вищої), оскільки НВЧ-хвилі впливають тільки на молекули води. Для зволоження застосовують спеціальні розчини, які містять поверхнево-активні речовини, що послаблюють або руйнують клітинну стінку мікроорганізмів та підсилюють вплив тепла (простим кип'ятінням у розчині прального порошку, до речі, можна домогтися аналогічного ефекту) [3].

Відомо, що установки із НВЧ-випроміненням виробляють декілька виробників: Sanitec (США) (потужність 100–250 кг/год), фірма Meteka австрійські мікрохвильові системи (цикл від 15 кг/40 хв.). За кордоном НВЧ-установки є переважними системами для перероблення та видалення медичних відходів. З огляду на епідеміологічну небезпеку медичних відходів спеціалізовані компанії надають такі установки для первинного знезараження відходів безпосередньо у місці їх утворення. Потім відходи силами і коштом компанії вивозять, сортують та переробляють або знищують.

Знезараження водяною парою під тиском (парова стерилізація). Нині понад 80 % матеріалів у медицині піддають саме паровій стерилізації. Безліч компаній у всьому світі розробляють відповідну техніку випускають досить багато комерційних продуктів, призначених для перероблення медичних відходів з використанням

стерилізаційних властивостей водяної пари під тиском.

Метод парової стерилізації виділений ООН як пріоритетний для знешкодження медичних відходів: Методи, відмінні від методу стерилізації парою, слід використовувати лише в тих випадках, коли застосування методу стерилізації паром не виправдане або недоцільне.

Незважаючи на доступність методу, виникли і перешкоди. Передусім, розробники стикнулися з проблемою подрібнення. Відходи надходять на перероблення, зазвичай, у полімерних мішках, непроникних для водяної пари, і можуть містити у своєму складі герметичні або умовно герметичні посудини, такі як флакони або нерозібрані ін'єкційні шприци, усередину яких пара може і не проникнути. Крім того, відходи в процесі перероблення мають перетворюватись на стан, який повністю унеможливило їх повторне використання. Попереднє подрібнення вирішує обидві проблеми, але при цьому подрібнений пристрій неминуcho виявляється інфікованим. Тому, незважаючи на можливе погіршення якості стерилізації, в разі відсутності іншого виходу, більшість виробників техніки для знезараження відходів взяли на озброєння двостадійну технологію перероблення відходів: стерилізування в автоклаві та подрібнення. Завантаження камери стерилізатора і подальше перевантаження у подрібнювач при цьому зазвичай виконують вручну. Тільки у великих установках вантажно-перевантажувальні роботи механізовано.

Одностадійні установки найпрактичніші щодо якості стерилізування. Вони мають і пристрій для подрібнення і стерилізаційну камеру для знезараження

відходів. Після завантаження установки, оператор у кінці циклу отримує стерильні подрібнені неідентифіковані відходи, які можна збирати, зберігати, транспортувати, знищувати і захоронювати разом з твердими побутовими відходами (обсяг відходів зменшується до 85 %). Такі установки автоматизовані, не потребують втручання оператора протягом усього циклу, прості в керуванні і для обслуговування достатньо однієї людини практично будь-якої кваліфікації.

Цікаві установки, які застосовують для знезараження відходів, динамічне автоклавування.

Динамічне автоклавування – термін, який запропонувала компанія MediVac (установка MetaMizer потужністю 150 кг/год, Австралія) – це неодноразове подрібнення і постійне перемішування відходів у процесі знезараження. Завдяки цьому досягають високого ступеня подрібнення відходів, поліпшення якості стерилізування і, що важливо, такі апарати не бояться легкоплавких матеріалів [3, 7].

Усі процеси виконуються в автоматичному режимі і запускаються натисненням однієї кнопки. Установкою MetaMizer керує програмований логічний процесор, який реєструє кожну стадію циклу утилізування. Процесор обладнано віддаленим доступом, він може надавати інформацію у вигляді SMS або електронною поштою, що дає змогу безпереривно контролювати процес. Також автоматичний навантажувач оснащено ідентифікатором радіомітки, який дає змогу окремо враховувати відходи, що надходять з різних установ (підрозділів). Мітка радіочастотної системи ідентифікації (RFID) може бути розташована на кожному контейнері. Інформацію запи-

сує машина під час завантаження і реєстрування протягом 24 годин на добу, через 30 хвилин без роботи машина переходить у стан «stand by». При цьому споживання електроенергії скорочується до мінімуму, але підтримується тиск в парогенераторі. За будь-якої дії оператора машина набуває робочого стану через декількох секунд. Після закінчення робочого дня вона сама вимикається та приводить в робочий стан парогенератор, повертає механізми на початок робочого дня (час задає оператор).

За таким принципом дії працюють найпопулярніші в усьому світі екологічно безпечні утилізатори французького виробництва марки «Т» (у нас відома під маркою «ЕКОС») компанії Ecodas і утилізатор Стеріфлеш (Steriflash) компанії Technologies Environnement et Medical, які мають потужності утилізувати відходи закладів охорони здоров'я від 600 ліжок і більше (рис. 3) [7].



Рис. 3 – Установка Т – 300 «ЕКОС»

Швейцарська компанія DGM Pharma Apparate з 2010 року виробляє

установку для знезаражування медичних відходів DGM M (дві модифікації: M-100 і M-150). Установка унікальна і являє собою автоматичний вертикальний паровий стерилізатор з інтегрованим подрібнювачем блендерного типу, уміщений у декоративний кожух. Крім декоративної функції, кожух має ще одне призначення: під ним під час роботи установки створюється невелике розрідження, що запобігає поширенню неприємних запахів, які неминухо виникають під час нагрівання медичних відходів.

В установку M-100 можна за один раз завантажити 100 літрів відходів, у M-150–150 літрів відповідно. Попередньо сортувати відходи не потрібно. Завантажують відходи вручну, для цього камера нахиляється до оператора. Після завантаження камера набуває робочого вертикального положення, автоматично закривається і починає роботу вакуумний насос, а трохи пізніше – подрібнювач. Після відкачування повітря з камери починається парова стерилізація, яка триває 5 хвилин за температури 134–137 °С. Надалі відходи примусово охолоджуються і на дисплеї з'являється повідомлення про закінчення циклу. За командою оператора кришка камери відчиняється, перевертається та вивантажуються відходи в лоток з нержавіючої сталі.

Для вибору оператора пропонують також програму без подрібнювання, за якою установка працює в режимі парового стерилізатора, що не запускає подрібнювач. Програму призначено для знезараження відходів, які важко подрібнюються: памперси, вологопоглинальні пелюшки тощо, або для відходів, які можуть пошкодити подрібнювач: масивні металеві вироби або ін. Після перероблення відходи

являють собою стерильну підсушену гомогенну масу з розміром частинок 2–3 мм, які можна збирати, зберігати, транспортувати, знищувати і захоронувати разом з твердими побутовими відходами.

У парових утилізаторах можна переробляти вироби з пластику (планшети, посудини, катетери тощо); вироби зі скла (флакони, пляшки, ампули, предметні стекла, лабораторний посуд та ін.); вироби з гуми (латексу), дерева, паперу та картону; перев'язувальні матеріали; одноразові інструменти (скальпелі, бритви, ланцети, ножиці); чашки Петрі, шприци, голки, коробки з-під голок; гігієнічні прокладки, пелюшки (памперси); контейнери для крові, сечі та їм подібні, а також інші види відходів, за винятком ртутьмісних та інших токсичних компонентів, масивних металевих деталей, джерел радіації, телефонних довідників й інших товстих книжок та значної кількості біомаси – з тієї причини, що при цьому не буде досягнуто епідеміологічної безпеки відходів.

Вузькоспеціалізована техніка. Це техніка, яка може брати участь у процесі позбавлення небезпечних властивостей відходів, але сама собою не здатна забезпечити весь ланцюжок від їх утворення до отримання безпечного продукту. Це подрібнювачі стандартні стерилізатори, деструктори ін'єкційних голок, установки для знезаражування та перероблення памперсів, вологопоглинальних пелюшок тощо.

На українському ринку є не менше десятка деструкторів голок (наприклад польський деструктор «Томекс-С2», настільний прилад розміром з невеликий телефонний апарат, ресурс «спалювача» – не менше як 7000 голок.

На виробничому ринку наявні не

менше двох десятків таких апаратів, але їх мають тільки одиничні (близько восьми на території країни) заклади та установи лікувально-профілактичного профілю.



Рис. 4 – INCO 20
знищувач памперсів

Установки для знезаражування та перероблення памперсів і вологопоглинальних пелюшок побудовано за принципом барабанної пральної машини, яка їх переробляє й обробляє дезінфікувальним засобом, перетворюючи на компактний конгломерат (INCO 20, Німеччина) (рис. 4) [7].

До вузькоспеціалізованої техніки також можна віднести системи знезаражування стічних вод – спеціальні резервуари, які приєднують до каналізаційної системи на виході її з будівлі (підрозділу) для знезараження (хімічними чи фізичними методами) надходжених вод.

Висновки

Отже, при виборі методів знешкодження медичних відходів доцільно звертати увагу на їх морфологічний склад (біологічні рідини, органи, перев'язувальні матеріали, медичні вироби одноразового застосування, одяг, пості-

льна білизна тощо); вид контамінації відходів мікроорганізмами (бактерії, гриби, віруси, спори бацил тощо) та стійкість збудників небезпечних інфекцій до фізичних та хімічних засобів.

Під час застосування технологій спалювання заклади мають враховувати вимоги європейських норм та введених лімітів (ВООЗ, Директива про спалювання відходів № 2000/76/ЄС), які дають змогу організовувати знищення медичних відходів на сучасному рівні, поліпшувати умови праці персоналу та охорону довкілля.

Система вибору оптимальних технологій знезараження та знешкодження медичних відходів (хімічні, фізико-хімічні, біологічні, термічні та ін.) має гарантувати: епідеміологічну (біологічну) безпеку (ступінь знешкодження небезпечних компонентів відходів); хімічну безпеку (ступінь знешкодження вихідних токсичних компонентів і їх залишкову концентрацію в газоподібних

викидах і твердих або рідких залишках процесу знешкодження відходів); універсальність, ремонтпридатність, простоту в обслуговуванні та експлуатаційну надійність.

Впроваджувані сучасні технології утилізування медичних та біологічних відходів мають зважати не тільки на технологічні і фінансові, а й санітарно-гігієнічні, екологічні та естетичні аспекти проблем.

Пріоритетним для оброблення медичних відходів слід вважати метод парової стерилізації (згідно з Програмою ООН з навколишнього середовища (ЮНЕП)), який екологічно безпечний, надійний та із доповненням спеціальної установки для дроблення дасть можливість відмовитись на робочих місцях від застосування дезінфікувальних засобів, зменшити об'єм і масу утворюваних відходів, поліпшити умови праці медичного персоналу тощо.

Література

1. Про затвердження Положення про контроль за транскордонними перевезеннями небезпечних відходів та їх утилізацією/видаленням і Жовтого та Зеленого переліків відходів [Електронний ресурс] : Постанова КМУ від 13 липня 2000 р. № 1120 [із змінами і доп., внесеними згідно з Постановами КМ № 1481 від 8.09.2000, № 1518 від 11.10.2002]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1120-2000-п>.
2. Про відходи [Електронний ресурс] : Закон України від 05 берез. 1998 р. № 187/98-ВР [із змінами і доп., внесеними законами України від 16.10.2012 № 5456-VI]. – Режим доступу: <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/187/98-вр>.
3. Якименко В. Б. Управление медицинскими отходами в учреждениях здравоохранения. Принципы и технологии // В. Б. Якименко. – Санкт-Петербург, 2012. – 65 с.
4. Бернадинер И. М. Диоксины и другие токсиканты при высокотемпературной переработке и обезвреживания отходов: учеб. пособие / под ред. М. В. Киселевой. – М.: Изд. дом МЭИ, 2007. – 25 с.
5. Брудников Г. К. Диоксины и родственные соединения как экотоксиканты / Г. К. Брудников // Соросовский журнал. – 1997. – № 8. – С. 34–36.
6. ПеннраммИнвестГрупп [электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://19802.ru.all.biz/>
7. Протокол UNEP/CHW.6/20 от 22 августа 2002 года [электронный ресурс] “Технические руководящие принципы экологически обоснованного регулирования биомедицинских и медицинских отходов”, п. 87. – Режим доступа: <http://www.medicalcompany.ru/metamizer>
8. Санитарно-эпидемиологические требования к обращению с медицинскими отходами : санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2011. – 31 с.

УДК 502.51:528.8

РЕАЛІЗАЦІЯ ГЕОІНФОРМАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ПІДТРИМКИ ПРИЙНЯТТЯ РІШЕНЬ ДЛЯ УПРАВЛІННЯ ВОДОКОРИСТУВАННЯМ ТА ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ОЗЕРНИХ ЕКОСИСТЕМ

Радчук І. В.

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН
України, м.Київ, Чоколівський бульвар,13, E-mail:
igor.radchuk.v@gmail.com

Представлено результати використання сучасних геоінформаційних технологій, заснованих на використанні даних космічного моніторингу довкілля на прикладі дослідження озерних екосистем Західного Полісся. Для удосконалення процесу прийняття управлінських рішень в галузі водокористування наведено модель регіональної геоінформаційної системи охорони водних ресурсів. *Ключові слова:* просторово-орієнтоване представлення екологічної інформації, векторна картографічна модель, дистанційні методи екологічного моніторингу, температурні аномалії підстилюючої поверхні, регіональна екологічна геоінформаційна система.

Реализации геоинформационных технологий поддержки принятия решений для управления водопользованием и экологической безопасностью озерных экосистем. Представлено результаты использования современных геоинформационных технологий, основанных на использовании данных космического мониторинга окружающей среды на примере исследования озерных экосистем Западного Полесья. Для усовершенствования процесса принятия управленческих решений в сфере водопользования приведено модель региональной геоинформационной системы охраны водных ресурсов. *Ключевые слова:* пространственно-ориентированное представление экологической информации, векторная картографическая модель, дистанционные методы экологического мониторинга, температурные аномалии подстилающей поверхности, региональная экологическая геоинформационная система

GIS-technologies for decision making in context of water-resource management and ecological safety of limnological ecosystems. Results of using actual GIS technologies based on remote sensing decisions in environmental monitoring for limnological ecosystems of Western Polissya are presented. Model of regional geographic information system for water-resourcing ecological safety has represented for improving decision-making in water-resources management. *Keywords:* spatial-oriented representation of environmental information, vector cartographic model, remote sensing for environmental monitoring, land surface temperature anomalies, regional environmental geographic information system

В умовах стабільно високого рівня техногенного навантаження на територію України все більшого значення набуває розробка та впровадження регіональних (обласних) автоматизованих інформаційних систем управління природокористуванням та охороною довкілля, головним завданням яких є

підтримка системи моніторингу навколишнього природного середовища, своєчасна інвентаризація джерел забруднення та видача попереднього прогнозу наслідків техногенного навантаження на довкілля.

Сучасні технології геоінформаційних систем (ГІС) мають інструментарій для геопросторового представлення емпіричних даних та їх всебічного аналізу, створення векторних картографічних моделей будь-якого рівня складності з подальшою їх актуалізацією, проведення геостатистичної обробки даних моніторингу навколишнього природного середовища. Передбачається застосування механізмів автоматизованого імпорту даних контактного моніторингу вод та статистики водокористування (наприклад, звітів за формою ТП-2-водгосп). Статистика агрегується в складі регіональної ГІС у формі атрибутивної бази географічно прив'язаних даних. У результаті користувач ГІС одержує електронну

карту, що характеризує якість води та інтенсивність водокористування в будь-якій точці досліджуваної території. На рис. 1 наведено приклад векторної карти області з показниками водокористування та якості води.

Крім інформації щодо контактного моніторингу, сучасні технології ГІС дозволяють всебічно використовувати дані дистанційного зондування Землі з космосу (ДЗЗ). За допомогою поєднання можливостей ГІС та технологій космічного моніторингу можна організувати безперервний процес актуалізації просторових даних за допомогою дешифрування космічних знімків, їх векторизації, аналізу поточної ситуації в регіоні, прогнозування та пошуку прийнятних управлінських рішень. У контексті моніторингу поверхневих вод суходолу технології ДЗЗ є незамінними, зокрема, при оцінюванні екологічного стану лімнологічних об'єктів та великих водойм антропогенного походження.

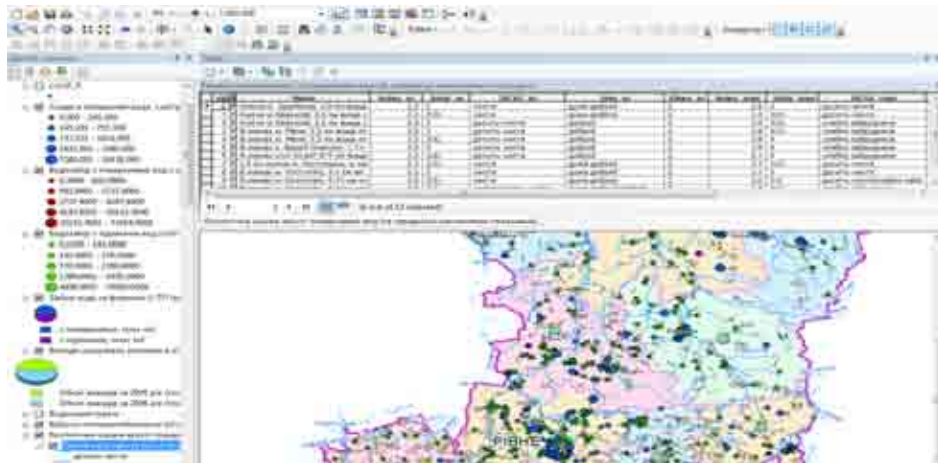


Рис. 1. Векторна картографічна модель антропогенного навантаження на водні ресурси Рівненської області

В якості прикладу комплексного застосування можливостей ДЗЗ наведе-

мо дослідження лімнологічної системи озера Нобель (Рівненська об-

ласть). Для аналізу техногенного навантаження на його акваторію та прибережну зону використовували знімки високої роздільної здатності - Spot, GeoEye, DigitalGlobe, Січ-2 різних діапазонів. Ареали техногенного забруднення можна детермінувати за допомогою виявлення температурних аномалій. На рис. 2 показано зображення території лімнологічної системи, синтезоване у ближньому інфрачервоному, середньому інфрачервоному і панхроматичному діапазонах. Таке поєднання дає можливість ідентифікації температурних аномалій акваторії.

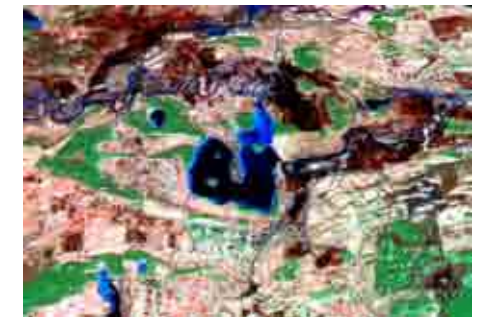


Рис. 2. Синтезоване космічне зображення території навколо озера Нобель (Зарічненський р-н Рівненської обл.)

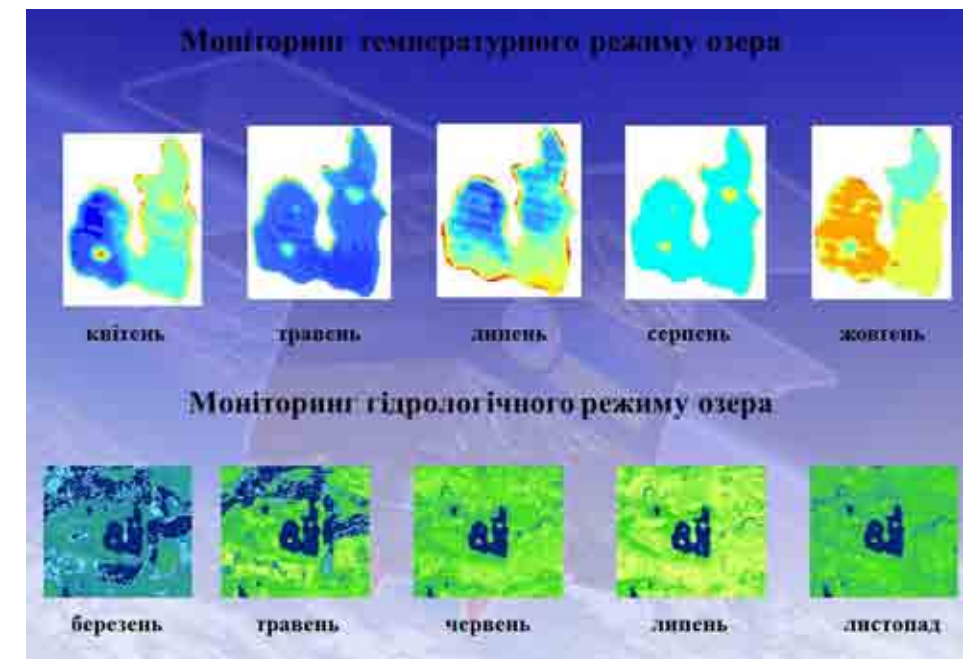


Рис. 3. Сезонний моніторинг температурного та гідрологічного режиму озера Нобель

Наведено результати сезонного моніторингу температури підстилаючої поверхні в акваторії озера Нобель та моніторингу водного режиму в озері, отримані шляхом обробки космічних знімків.

Застосовуючи контактні методи досліджень, за допомогою гідролаційного пристрою була проведено зйомку глибин та побудовано векторну модель акваторії озера Нобель, у тому числі в форматі 3D (рис. 4).

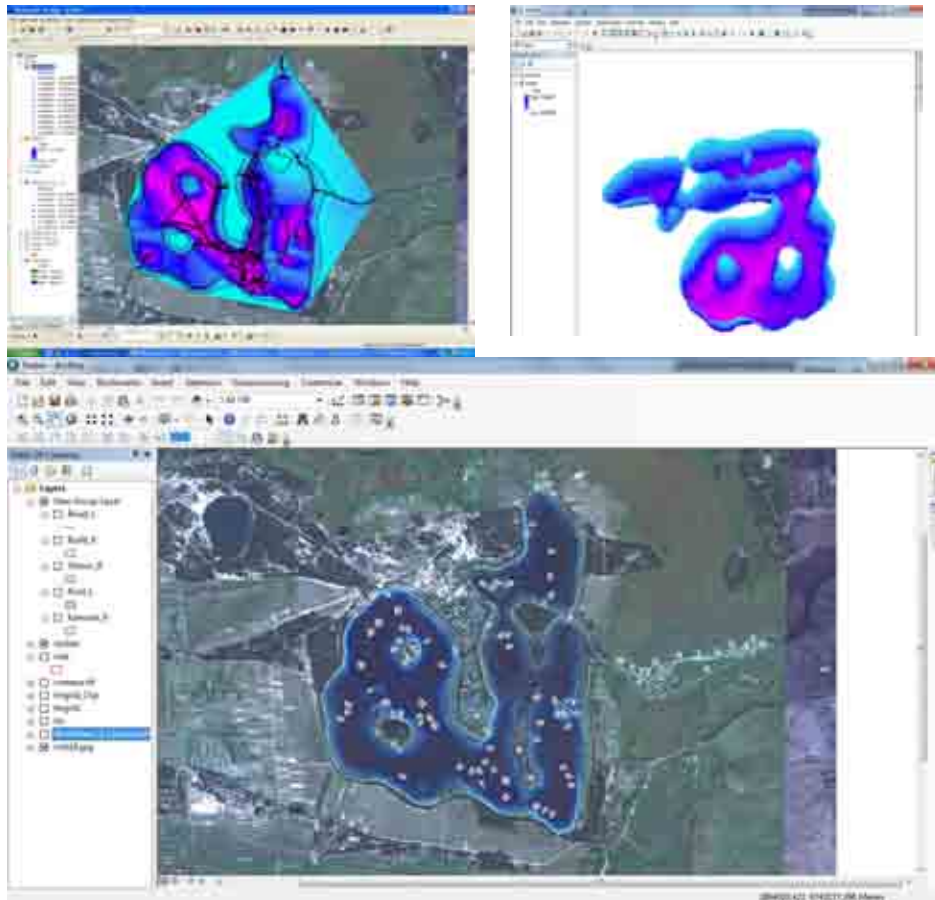


Рис. 4. Картографічні моделі рельєфу дна озера Нобель
(Зарічненський р-н Рівненської обл.)

За результатами наведених досліджень зроблено висновки про характер екологічних проблем екосистеми озера Нобель:

- спостерігається інтенсивна евтрофікація поверхні озера Нобель, що пов'язана зі зміною хімічного складу води (підвищеним вмістом азоту та фосфору) і спричинена зливом мінеральних добрив з сільськогосподарських земель;
- внаслідок меліорацийних заходів поступово змінюється водний режим озера, що, враховуючи його

проточність, може спричинити зміни гідроекологічного стану басейну р. Прип'ять.

Можна констатувати, що рівень антропогенної порушеності досліджуваної озерної екосистеми є порівняно невисоким, що спричинено в першу чергу її географічним розташуванням на території з низькою густотою населення, і, як наслідок, невисокою інтенсивністю господарського та рекреаційного навантаження.

Синтезовані 3D-моделі озера Нобель, результати обробки космічних

зображень, попередню статистику екологічного моніторингу інтегровано в склад розроблюваної регіональної геоінформаційної системи управління природокористуванням та екологічною безпекою. Запропоновано модель

автоматизованого робочого місця (АРМ) оператора регіональної ГІС управління екологічною безпекою, природокористуванням та охороною навколишнього природного середовища (рис. 5).

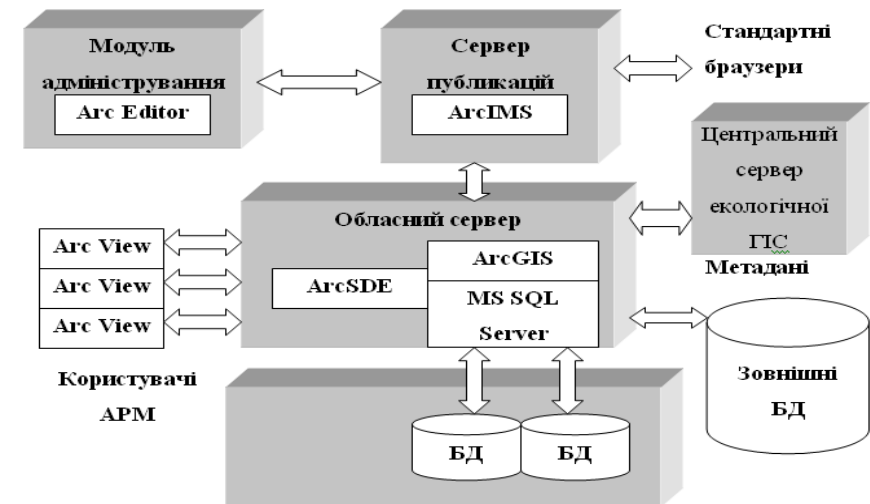


Рис. 5. Структура АРМ оператора регіональної екологічної ГІС

На основі наведених результатів досліджень зроблено висновок про необхідність комплексного використання ДЗЗ/ГІС-технологій для автоматизації

оцінки та прогнозування поточного екологічного стану водних ресурсів та видачі рекомендацій для підтримки прийняття управлінських рішень.

Література

1. Красовський Г.Я. Космічний моніторинг безпеки водних екосистем із застосуванням геоінформаційних технологій // Г.Я. Красовський – Київ, 2007
2. Красовський Г.Я. Районування територій за рівнем антропогенного навантаження з залученням технологій дистанційного зондування землі з космосу і геоінформаційних систем // Г.Я. Красовський, В.О. Охарев – Екологічна безпека та природокористування, №3 – Київ., 2010 р.
3. Вишняков В.Ю. Космічний моніторинг лімнологічних систем Західного Полісся // В.Ю. Вишняков, Д.Л. Крета, В.І. Клименко, Н.А. Новохацька, В.О. Охарев, І.В. Радчук Зб. матеріалів міжнародної наук. практ. конф. «Сучасні інформаційні технології управління екологічною безпекою, природокористуванням, заходами в надзвичайних ситуаціях». - АР Крим, 2012.
4. Клименко В.І. Застосування сучасних інформаційних технологій для досліджень екологічного стану Шацьких озер / В.І. Клименко, С.А. Загородня, Д.Л. Крета, В.О. Охарев, І.В. Радчук, Н.А. Шевякіна, О.С. Бутенко, В.Ю. Вишняков // Екологічна безпека і природокористування. – 2010 р. – №2.

КОСМІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ТА ГІС-ТЕХНОЛОГІЇ ДЛЯ МОНІТОРИНГУ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ НА ОБ'ЄКТАХ АТОМНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ

Трофимчук О. М., Радчук В. В., Охарєв В. О., Шумейко В. О.

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН
України, Київ 186, Чоколівський бульвар 13, shym1983@mail.ru

За допомогою технології дистанційного зондування Землі і можливостей геоінформаційних систем створено базу геоданих атомних електростанцій та запропоновано новий метод моніторингу екологічного стану навколишніх територій. *Ключові слова:* Дистанційне зондування Землі, геоінформаційні системи, база геоданих, атомні електростанції.

Космический мониторинг и гис технологии для мониторинга и прогнозирования чрезвычайных ситуаций на объектах атомной энергетики. С помощью технологии дистанционного зондирования Земли и возможностей геоинформационных систем создана база геоданных атомных электростанций и предложен новый метод мониторинга экологического состояния окружающих территорий. *Ключевые слова:* дистанционное зондирование Земли, геоинформационные системы, база геоданных, атомные электростанции.

Space monitoring and gis technologies for monitoring and forecasting emergencies at nuclear power facilities. With the technology of remote sensing and geographic information systems created opportunities geodatabase nuclear power plants and a new method of monitoring the ecological state of the surrounding areas. *Keywords:* remote sensing, geographic information systems, geo-database, nuclear power plants.

На сьогодні енергетична безпека остаточно перетворилась на одну з найважливіших складових національної безпеки України. Величезна енергоємність національної промисловості та житлово-комунальної сфери ставлять державу в залежність від імпорту паливних ресурсів – у першу чергу, природного газу та нафтопродуктів. При цьому через військовий конфлікт на Сході України різко знизилась об'єми постачання кам'яного вугілля. Ці фактори в сукупності загрожують енергетичній безпеці держави і суттєво підвищують значення ще од-

ного важливого сегмента паливно-енергетичного комплексу – атомної енергетики. Але внаслідок катастроф у Чорнобилі (1986 р.) та Фукусимі (2011 р.) значна кількість лідерів суспільної думки в світі стала опонентами розвитку цієї галузі, через масштаби екологічної катастрофи внаслідок надзвичайних ситуацій на АЕС. Для України це питання є надзвичайно актуальним адже наслідки аварії на Чорнобильській АЕС значної частки атомної енергетики в структурі ПЕК України (на сьогодні 48,4%) наша держава увійшла в число світових лідерів з використання

цього виду енергії. В статті аналізуються загрози екологічній безпеці України, що можуть спричинити надзвичайні ситуації на об'єктах атомної енергетики України.

Викладення основного матеріалу.

З еколого-економічної точки зору атомна енергетика має наступні переваги перед іншими складовими ПЕК:

- порівняно дешева вартість електроенергії;
- мінімальний вплив на довкілля, якщо АЕС працює в штатному режимі;
- значні запаси на території України уранових руд, які є первинною сировиною для виробництва ядерного палива;
- можливість збільшення потужності АЕС за рахунок добудови нових енергоблоків.

До недоліків цього виду виробництва електроенергії можна віднести такі:

- дуже висока вірогідність масштабної техногенної катастрофи у випадку аварії на АЕС, радіаційне забруднення величезних площ, необхідність евакуації мільйонів людей;
- висока вартість та значні часові витрати на побудову енергоблоку;
- відсутність в Україні повного циклу ядерного виробництва; готові «касети» з ядерним паливом «Енерго-атом» імпортує з Російської Федерації (концерн «ТВЭЛ») або зі Сполучених Штатів Америки (фірма «Westinghouse»).

Атомна енергетика в Україні представлена чотирма працюючими і однією закритою електростанціями, роз-

ташованими в західній, центральній та південній частинах держави:

- Чорнобильська (1977 – 2000 рр.) знаходиться в північній частині Київської області. В 1986 р. на 4-му енергоблоці сталась аварія, що призвела до масштабного радіаційного забруднення екосистем на території України, Білорусії та Росії, великої кількості людських жертв та необхідності створення зони безумовного відселення навколо станції. Катастрофа також призвела до нового напрямку в українській науці - екологічні наслідки аварії були ґрунтовно досліджені в сотнях монографій, статей, дисертаційних робіт. Зокрема, детально проаналізовано закономірності розповсюдження радіації залежно від метеоумов та клімату, особливості розподілення радіоактивних ізотопів у ґрунтах та забруднення ними водних ресурсів. Деякі з напрацювань використані авторами при підготовці цієї публікації;

- Рівненська (працює з 1980 р.) знаходиться біля м. Кузнецовськ на північному заході Рівненської області. Єдина АЕС в Україні з водо-водяними ядерними реакторами;

- Південноукраїнська (працює з 1982 р.) знаходиться біля м. Южноукраїнськ на півночі Миколаївської області. Є основним виробником електроенергії для Одеської, Миколаївської та Херсонської областей;

- Запорізька (працює з 1984 р.) розташована біля м. Енергодар в Запорізькій області, неподалік від обласного центру. На сьогоднішні вона має шість енергоблоків, що робить її найбільшою атомною електростанцією в Європі. АЕС є ключовою складовою Запорізького енерговузла, спрямованою на обслуговування важкої промисловості – зокрема, підприємств чорної та

кольорової металургії, що розташовані в цьому регіоні;

- Хмельницька (працює з 1987 р.) знаходиться біля м. Нетишин на кордоні Хмельницької та Рівненської областей. Разом з Рівненською АЕС є основним виробником електроенергії для Західноукраїнського регіону.

Для дослідження екологічної ситуації в зоні розташування атомних електростанцій України було створено базу геоданих атомних електростанцій України та сусідніх держав, які можуть здійснювати вплив на екологічну ситуацію в нашій державі (рис. 1).



Рис. 1. База геоданих АЕС України та сусідніх держав

З використанням даних ДЗЗ високої просторової роздільної здатності було проведено детальне дешифрування

знімків АЕС (визначення їх основних елементів) (рис. 2).



Рис. 2. Приклад дешифрування АЕС

Виявлення та оцінка радіаційної обстановки виконується поетапно та різноманітними методами:

- до виникнення аварії – методом завчасного прогнозування;
- безпосередньо після виникнення аварії – методом оперативного прогнозування;

- після забруднення місцевості – методом тематичного дешифрування даних ДЗЗ та формуванням зон забруднення.

Оцінку радіаційного стану до виникнення та безпосередньо після виникнення аварії (на початковому етапі)

пі) можна проводити за допомогою використання ГІС.

ГІС дозволяють:

- з'ясовувати та наносити графічно на карту будь-якого масштабу зони радіоактивного забруднення внаслідок аварії на АЕС та зони радіаційного захисту (відчуження, тимчасового перебування, обмеження та жорсткого радіаційного контролю);
- з'ясовувати можливу потужність дози випромінювання та слід хмари;
- розраховувати час початку формування сліду після аварії;
- визначати населені пункти, які можуть потрапити в зони помірного (зона А), сильного (зона Б), небезпечного (зона В) та надзвичайно небезпечного (зона Г) забруднення. Початковими даними для розрахунку є:

- координати АЕС;
- електрична потужність аварійного реактора та їх кількість;
- відсоток викиду радіоактивних речовин з реактора;
- час аварії (години, хвилини, число, місяць);
- швидкість вітру у приземному шарі та його напрям;
- швидкість вітру на висоті 10 метрів для визначення категорії атмосфери та його напрям;
- карта місця подій в електронному вигляді.

Розрахунок можливих зон забруднення проводять за даними, які внесені у базу геоданих ГІС згідно посібника з оцінки та виявлення радіаційної обстановки при аваріях на АЕС [1]. Наносять зони безпосередньо на робочу поверхню карти (рис. 3).



Рис. 3. Моделювання зон радіаційного забруднення у випадку аварії на Хмельницькій АЕС

Для оцінки екологічного стану забрудненої радіонуклідами території використовують методи тематичного дешифрування даних ДЗЗ з визначенням впливу на навколишнє середовище (атмосферу, водні об'єкти, рослинність) [2].

Дослідницькі завдання включають: попередню обробку супутникових та наземних даних, оцінку ризику вторинного викиду радіонуклідів внаслідок пожежі на забрудненій території, розливу водойм-охолоджувачів, аналіз

екологічного стану рослинності та ґрунтового покриву в зоні радіонуклідного забруднення.

Аварія на АЕС характеризується викидом радіонуклідів в атмосферу з підвищенням температури повітря. Для цього використовували космічні знімки з КА "LANDSAT", "TERRA".

Для визначення напрямків міграції радіонуклідів у ґрунтовому покриві запропоновано метод ідентифікації природного трасера – вміст гумусу (рис. 4).



Рис. 4. Визначення напрямків міграції радіонуклідів у ґрунтовому покриві

Для оцінки ризику вторинного викиду радіонуклідів були використані автоматизовані алгоритми класифікації космічних знімків "LANDSAT" (аналіз рослинного покриву та водних об'єктів) з визначенням різних вегетаційних індексів (рис. 5) [3].

Для оцінки ризику вторинного викиду радіонуклідів внаслідок пожежі на забрудненій території проведено класифікацію рослинного покриву та виявлено ділянки пошкоджених насаджень (сухостоїв) – найвища ймовірність виникнення пожеж.



Рис. 5. Класифікація рослинного покриву

Для оцінки ризику вторинного викиду радіонуклідів внаслідок розливу водойм-охолоджувачів (прориву дамби) необхідно проводити моніторинг

паводкової ситуації (визначення кількості опадів та температурного режиму) з використанням ЦМР (рис. 6).

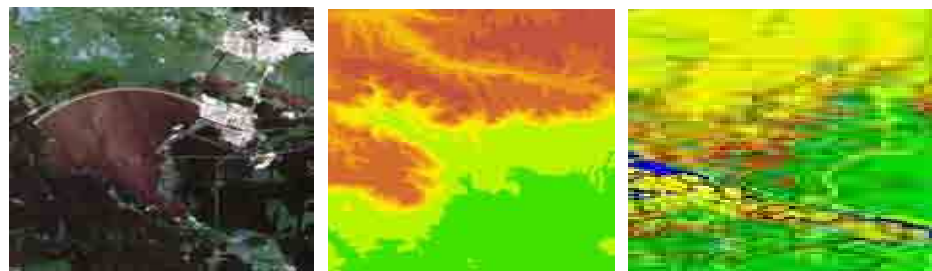


Рис. 6. Прогноз ризиків вторинного викиду радіонуклідів внаслідок розливу водойм-охолоджувачів

Висновки

В результаті проведених досліджень визначено ареали можливого розповсюдження радіоактивних речовин внаслідок виникнення надзвичайної ситуації на об'єкті атомної енергетики.

Для оцінки потенційного впливу необхідно враховувати такі фактори:

- об'єм викиду радіоактивних речовин з аварійного реактора;
- специфіка розподілення радіоактивних речовин в довкіллі, а саме швидкість, напрям та масштаб їх переносу;

- показники радіаційного забруднення ґрунтів сільськогосподарського призначення та лісових угідь;
- показники вмісту радіонуклідів у водних ресурсах;
- показники радіаційного контролю населення.

Використання технологій ДЗЗ та ГІС для оцінки впливу об'єктів атомної енергетики на навколишнє середовище та здоров'я населення є важливим інструментом забезпечення екологічної стабільності регіону та України в цілому, і дозволяє вийти на новий якісний рівень у забезпеченні екологічної безпеки потенційно забруднених радіонуклідами територій.

Література

1. "Посібник з оцінки та виявлення радіаційної обстановки при аваріях (руйнуваннях) атомних станцій" 1991 р.
2. Лялько В.И. «Зеленый Щит» против радионуклидов. Классификация растительного покрова зоны отчуждения ЧАЭС по данным многозональной космической съемки / В.И. Лялько, А.И. Сахацкий, З. М. Шпортюк, О.М. Сибирцева, А.Я. Ходоровский, А.Т. Азимов / Вестник НАН Украины. - 2008, № 4. - С.23 - 28.
3. Многоспектральные методы дистанционного зондирования Земли в задачах природопользования: монография / [под ред. В.И. Лялько, М. А. Попова]. - К.: Наук. мысль, 2006. - 360 с.

РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ

УДК 502.75:332.3

ВДОСКОНАЛЕННЯ ОРГАНІЗАЦІЙНО-ПРАВОВОГО МЕХАНІЗМУ УПРАВЛІННЯ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИМ ФОНДОМ МІСЦЕВОГО ЗНАЧЕННЯ

Третяк А. М., Юрченко А. Д.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ,
tretyak2@ukr.net

Проведено аналіз сучасного порядку оформлення охоронних зобов'язань на території та об'єкти природно-заповідного фонду, для управління якими створюються спеціальні адміністрації. Обґрунтовано пропозиції щодо вдосконалення організаційно-правового механізму взаємовигідних відносин суб'єктів землекористування, на землях яких оголошені природоохоронні території місцевого значення з відповідними державними органами управління природно-заповідним фондом. *Ключові слова:* режим охорони територій, об'єкти природно-заповідного фонду, охоронні зобов'язання, власники земельних ділянок, землекористувачі, використання земель, економічні механізми, управління землекористуванням.

Совершенствование организационно-правового механизма управления природно-заповедным фондом местного значения. Третяк А. Н., Юрченко А. Д. Проведен анализ современного порядка оформления охранных обязательств на территории и объекты природно-заповедного фонда, для управления которыми создаются специальные администрации. Обоснованы предложения по совершенствованию организационно-правового механизма взаимовыгодных отношений субъектов землепользования, на землях которых объявлены природоохранные территории местного значения с соответствующими государственными органами управления природно-заповедным фондом. *Ключевые слова:* режим охраны территорий, объекты природно-заповедного фонда, землепользователи, охранные обязательства, собственники земельных участков, пользование земель, экологические механизмы, управление землепользованием.

Regarding the improvement of organizational and legal mechanism for management of natural reserve fund of local importance. Tretiak A., Yurchenko A. An analysis of the current procedures for obtaining security obligations in the territory and objects of natural reserve fund to be controlled, special administration. Substantiated proposals for improving organizational and legal mechanism of mutual relations of land use on lands which are declared protected areas of local importance, with the national authorities the nature reserve fund. *Keywords:* mode of protection and conservation areas and the nature reserve of local significance, security commitments owners

В Україні налічується 7388 територій та об'єктів природно-заповідного фонду місцевого значення. Їх загальна площа становить 1,5 млн га. Відповід-

но до норм ст.ст. 26, 28, 30, 38 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» території та об'єкти природно-заповідного фонду місцевого значення включають заказники, пам'ятки природи, заповідні урочища, більшість парків – пам'яток садово-паркового мистецтва, частину регіональних ландшафтних парків, які не вважаються природоохоронними установами і забезпечення режиму охорони та збереження їх територій покладається на власників або користувачів земельних ділянок, в межах яких знаходяться ці території та об'єкти. Визначення режимів охорони та збереження територій та об'єктів природно-заповідного фонду здійснюється у формі охоронних зобов'язань. Ця форма успадкована з радянських часів, коли існувала виключно державна форма власності на землю та інші природні ресурси, а також домінували соціально-економічні відносини відмінні від ринкових.

Зобов'язання для землекористувачів щодо охорони і збереження ними територій та об'єктів природно-заповідного фонду оформляються у вигляді охоронних зобов'язань, які готуються спеціально уповноваженими природоохоронними органами влади, здійснюють реєстрацію охоронних зобов'язань та розсилають їх із супровідним рекомендованим листом і повідомленням про вручення суб'єктам права на землю, оголошену природоохоронною територією [1]. Багаторічна практика свідчить, що такі правовідносини формальні, лише імітують активну природоохоронну діяльність, наносять шкоду суспільним інтересам та інтересам місцевих жителів та територіальних громад. Одночасно, стабільний розвиток природоохоронної ді-

яльності, зокрема мережі територій та об'єктів природно-заповідного фонду місцевого значення в поєднанні з розв'язанням проблем формування культурних ландшафтів в сільській місцевості, створює базові (пріоритетні) умови для зростання ресурсного потенціалу регіонів країни.

Тому наукове обґрунтування змін організаційно-правових та соціально-економічних механізмів підвищення ефективності державного управління у цій сфері є своєчасним і актуальним.

Метою статті є дослідження проблем організаційно-правового механізму збереження, відтворення та використання територій і об'єктів природно-заповідного фонду місцевого значення.

Результати досліджень

Будь-яка територія природно-заповідного фонду, якщо вона не передана в постійне користування спеціальній адміністрації по управлінню нею, відповідно до норм цивільного та земельного законодавства повинна розглядатись як обмеження прав. Обмеження у використанні земель (крім обмежень, безпосередньо встановлених законом та прийнятими відповідно до них нормативно-правовими актами) підлягають державній реєстрації в Державному земельному кадастрі у порядку, встановленому законом, і є чинними з моменту проведення реєстрації (ст.ст. 111, 112 Земельного Кодексу України). Відомості про обмеження у використанні земель, які реєструються у Державному земельному кадастрі, обґрунтовуються у проектах землеустрою щодо відведення земельних ділянок, у технічній документації із землеустрою щодо встановлення

(відновлення) меж земельної ділянки, у кадастрових планах земельних ділянок, в іншій документації із землеустрою, яка схвалюється в будь якій формі. Обтяження прав на земельні ділянки (крім обтяжень безпосередньо встановлених законом) підлягають державній реєстрації в Державному реєстрі речових прав на нерухоме майно у порядку, встановленому Законом.

На сьогодні лише для близько 10 відсотків територій природно-заповідного фонду мають бути встановлені межі на місцевості. Обмеження і обтяження у використанні земельних ресурсів визначені і зареєстровані в державному земельному кадастрі для менш ніж 1 % конкретних територій природно-заповідного фонду.

Більшість земель територій і об'єктів природно-заповідного фонду місцевого значення не вилучається у землекористувачів і власників землі. Частиною п'ятою ст. 12 Закону України «Про природно-заповідний фонд України» передбачено, що управління територіями та об'єктами природно-заповідного фонду, для яких не створюються спеціальні адміністрації, здійснюється підприємствами, установами та організаціями, у віданні яких перебувають ці території та об'єкти. Законом (ст.ст. 26, 28, 30, 38) власники або користувачі земельних ділянок, водних та інших природних об'єктів, оголошених заказниками, пам'ятками природи, заповідними урочищами, парками-пам'ятками садово-паркового мистецтва беруть на себе зобов'язання щодо забезпечення режиму їх охорони та збереження з оформленням охоронних зобов'язань.

У 2013 році затверджено Інструкцію щодо оформлення охоронних зо-

бов'язань на території та об'єкти природно-заповідного фонду [2]. Цією інструкцією продовжено практику адміністрування в управлінні територіями природно-заповідного фонду місцевого значення, для яких Мінприроди України не створює спеціальні адміністрації. Охоронне зобов'язання розглядається як певний відомчий документ, який оформляється і реєструється уповноваженим органом, під яким розуміється місцевий орган виконавчої влади з питань охорони навколишнього природного середовища.

Ключове місце в охоронному зобов'язанні відведено переліку зобов'язань, які покладаються на землекористувача (землевласника) стосовно забезпечення ним режиму охорони і збереження відповідних територій та об'єктів природно-заповідного фонду. На наш погляд, зобов'язання не можуть бути обов'язковими для відповідних суб'єктів права на землю, оскільки вони лише декларуються і не конкретизуються для природних умов відповідних територій. Режим охорони і збереження та відтворення природних комплексів чи їх окремих компонентів для конкретних територій та об'єктів природно-заповідного фонду не реєструються як система обмежень (обтяжень) у державному земельному кадастрі відповідно до частини п'ятої ст. 7 Закону України «Про природно-заповідний фонд України».

Охоронне зобов'язання по суті є одностороннім договором, відповідно до якого землевласник чи землекористувач (перша сторона) повинен взяти на себе обов'язки перед другою стороною (уповноваженим органом влади) вчиняти певні дії або утримуватись від них, а друга сторона – уповноважений орган виконавчої влади

наділяється лише правом вимоги без виникнення зустрічних обов'язків щодо першої.

Охоронні зобов'язання не містять конкретних умов, узгоджених сторонами. Так, декларуються зобов'язання «дотримуватись встановленого режиму для території об'єкта природно-заповідного фонду; не здійснювати забороненої господарської діяльності; вживати заходи щодо попередження і

ліквідації екологічних наслідків аварій та шкідливого впливу; забезпечити охорону та збереження цінних природних комплексів». Для конкретних територій природно-заповідного фонду місцевого значення залежно від їх походження, ландшафтної структури є притаманні лише для кожної з них специфічні об'єкти збереження, для яких повинен встановлюватись відповідний режим охорони.

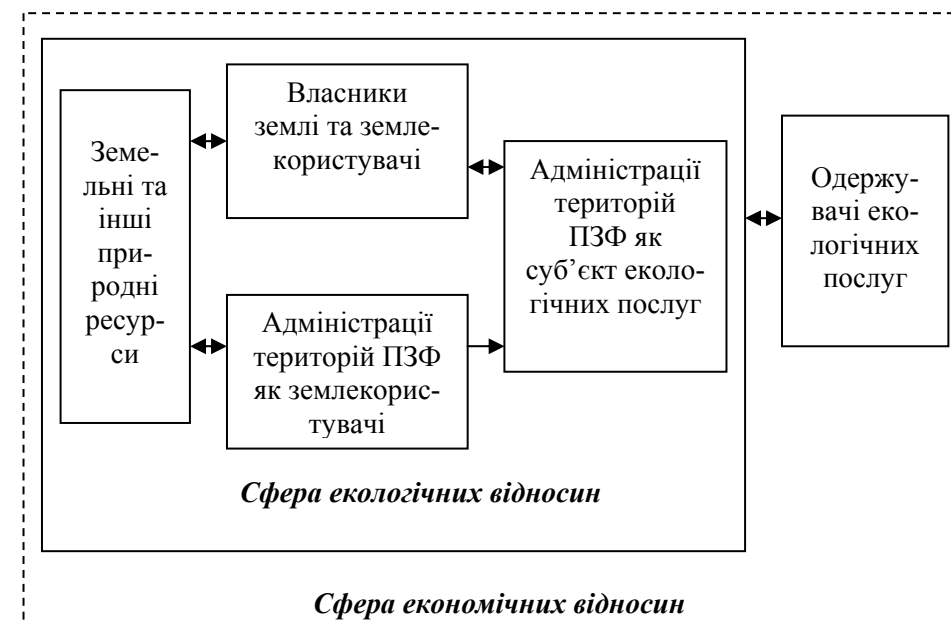


Рис 3. Логічно-смысловая модель поняття сутності економічних та екологічних відносин природоохоронного землекористування екологічних. Відповідно відносини прав на землю та інші природні ресурси повинні вибудовуватися як ринково-орієнтовані із врахуванням інтересів держави, територіальних громад, юридичних осіб та громадян. Це зумовлює необхідність виробити ринково-орієнтовані земельні та екологічні відносини щодо землекористування територій природно-заповідного фонду.

Форма і зміст охоронного зобов'язання суперечать нормам цивільного і земельного законодавства. На наш погляд, відносини уповноважених органів влади з конкретними суб'єктами права на землю повинні будуватись на договірних засадах

шляхом укладання двосторонніх договорів. При цьому істотні умови договору мають визначатись на розсуд сторін, погоджуватись ними та бути обов'язковими для виконання цими сторонами. У договорі також повинні зазначатись умови, які є

обов'язковими відносно актів цивільного законодавства. У договорах щодо забезпечення охорони і збереження території природно-заповідного фонду місцевого значення необхідно визначати строки їх дії, умови настання чинності, обставини зміни прав та обов'язків, підстави для зміни або розірвання зобов'язань.

Виконання зобов'язань суб'єктів права на землю щодо забезпечення природоохоронного режиму і збереження цінних природних комплексів, які мають місце на природоохоронній території, зумовлює обмеження права землекористувача (землевласника) на здійснення ефективної прибуткової господарської діяльності, зменшує вартість земельної ділянки, викликає необхідність витрачання коштів на попередження шкідливого зовнішнього впливу на територію (об'єкт) природно-заповідного фонду та його охорону. У зв'язку з цим у двосторонньому договорі мають передбачатись фінансові умови його реалізації.

Сутність економічних та екологічних відносин природоохоронного землекористування можна сформулювати як ефективність організації сукупності відповідних видів суспільної життєдіяльності, які здійснюються на конкретній території із залученням земельно-го та природно-ресурсного фактора в будь-якій формі та на відповідних правах, у різних масштабах і з різним

функціональним змістом у процес економічних, екологічних відносин суб'єктів землекористування (рис.3). Їх рівень визначається ступенем розвитку виробничих сил, станом земельного та природно-ресурсного факторів і характером суспільних відносин, у тому числі й земельних.

Висновки

Запроваджений наказом Мінприроди від 25.02.13 № 65 механізм оформлення охоронних зобов'язань на території та об'єкти природно-заповідного фонду не узгоджується з сучасними ринковими соціально-економічними відносинами, суперечить нормам цивільного і земельного законодавства. Відносини уповноважених природоохоронних органів влади з суб'єктами права на землю, де розташовані території і об'єкти ПЗФ місцевого значення, щодо забезпечення режиму їх охорони і збереження цінних природних комплексів повинні визначатись законодавчо-нормативними актами шляхом встановлення та державної реєстрації у земельному кадастрі територіальних природоохоронних обмежень (обтяжень) у використанні земель та інших природних ресурсів або у двосторонніх договорах відповідно до норм цивільного законодавства.

Література

1. Інструкція щодо оформлення охоронних зобов'язань на території та об'єкти природно-заповідного фонду: затв. Мінприроди України 25.02.13, № 65;
2. Закон України «Про природно-заповідний фонд України» // [Електрон. ресурс]. Документ 2456-12, чинний, редакція від 26.04.2014. Режим доступу: zakon.rada.gov.ua/go/2456-12
3. Земельний кодекс України [Електрон. ресурс] Закон від 25.10.2001 № 2768-III, редакція від 06.09.2014. – Режим доступу : zakon.rada.gov.ua/go/2768-14.

ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО

УДК 504.4:551.66.023

ОСНОВНЫЕ ПАРАМЕТРЫ УСТАНОВКИ ДЛЯ ТЕРМООБРАБОТКИ ТВЕРДОЙ ВЗВЕСИ ФОСФОГИПСА В ПОТОКЕ ТЕПЛОНОСИТЕЛЯ ДЛЯ ЕГО ЭКОЛОГИЧЕСКИ БЕЗОПАСНОЙ ПЕРЕРАБОТКИ

Ивашенко Т. Г.

Государственная экологическая академия
последипломного образования и управления
ул. Митрополита Василия Липковского, 35, 03035, г. Киев,
etmaa@bk.ru

Выполнен теоретический анализ процесса дегидратации фосфогипса при термической обработке частиц материала во взвешенном состоянии в потоке теплоносителя для повышения экологической безопасности процесса его переработки. Получена новая формула для определения гидравлического диаметра дегидрататора. *Ключевые слова:* многотоннажные отходы промышленности, фосфогипс, переработка, математическая модель, дегидратация.

Основні параметри установки для термообробки твердих суспензій фосфогіпсу в потоці теплоносія для його екологічно безпечної переробки. Івашенко Т. Г. Виконано теоретичний аналіз процесу дегідратації фосфогіпсу при термічній обробці частинок матеріалу у завислому стані в потоці теплоносія для підвищення екологічної безпеки процесу його переробки. Отримано нову формулу для визначення гідравлічного діаметру дегідрататора. *Ключові слова:* багатотоннажні відходи промисловості, фосфогіпс, переробка, математична модель, дегідратація.

Basic installation options for treating suspended solids in the flow of coolant phosphogypsum for environmentally safe recycling. Ivashchenko T. The theoretical analysis of the process of dehydration of phosphogypsum during heat treatment of the material particles suspended in the flow of coolant to improve the environmental safety of the process of its processing are shown. A new formula for determining the hydraulic diameter of the dehydrator are obtained. *Keywords:* large tonnage industry wastes, phosphogypsum, processing, mathematical model, dehydration.

Введение

Среди многотоннажных отходов промышленности значительный инте-

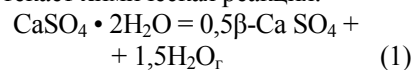
рес представляет использование фосфогипса в качестве сырья в производстве строительных материалов и изде-

лий. Это позволит приостановить дальнейшее загрязнение почвы, водного и воздушного бассейнов в районах его накопления, даст возможность начать процесс освобождения земли из под отвалов, снизить или даже остановить дальнейшую разработку и освоение карьеров по добыче природного гипсового сырья.

Вопросам утилизации фосфогипса уделяется значительное внимание во всех развитых странах мира, где проведены многочисленные исследования и предложены конкретные меры по утилизации фосфогипсовых отходов. Но, несмотря на это, фосфогипс продолжают сбрасывать в отвалы.

Изложение основного материала

В настоящее время исследуется новый способ переработки фосфогипса в строительные материалы. Суть его состоит в том, что дигидрат сульфата кальция, из которого состоит фосфогипс, превращается в полугидрат сульфата кальция во время пневмотранспортирования его твердой взвеси в потоке теплоносителя. Для осуществления этого превращения создан дегидратор, в котором обжиг фосфогипса осуществляется за несколько секунд. Частицы фосфогипса одновременно пневмотранспортируются, нагреваются и после нагрева протекает химическая реакция:



Процессы, осуществляемые в короткий промежуток времени, очень сложны и теоретически проработаны недостаточно. Методики расчета параметров машины не существует и

статье предлагается вариант его теоретического обоснования.

В процессе прохождения эндотермической реакции во время пневмотранспортирования твердой взвеси частиц материала в частицах материала с выделением газообразного компонента в его частицах изменяется характеристика теплоносителя и самого материала – не только плотность, температура и кинематическая вязкость, но и количество теплоносителя, проходящего через поперечное сечение газохода, поскольку газообразный продукт химической реакции становится компонентом теплоносителя.

Для определения основных параметров установки термической обработки необходимо определить скорость перемещения частиц материала относительно газового потока и скорость газового потока. Причем, продолжительность пребывания частиц в установке должна быть максимально приближена к скорости протекания реакции и незначительно превышать ее.

Скорость перемещения частиц дигидрата сульфата кальция в момент встречи с газовым потоком определяем по рекомендациям [1] с учётом критериальных зависимостей Архимеда (Ar) и Лященко (Ly):

$$Ar = \frac{d_3 \cdot g \cdot (\rho_i - \rho_m)}{v_2 \cdot \rho_r} \quad (2)$$

где d — максимальный диаметр частиц материала, м;

ρ_m, ρ_r - соответственно, плотность материала и газа, кг/м³;

v - кинематическая вязкость газа, м²/с.

Скорость перемещения частиц материала относительно теплоносителя определяется по формулам:

$$\omega_6 = \sqrt[3]{\frac{Ly \cdot v \cdot \rho_m \cdot g}{\rho_r}} \quad (3)$$

Анализируем материальные потоки в расчете на 1 кг конечного продукта - полугидрата сульфата кальция.

Теоретически потребление сухого сырья [2] (кг/кг полугидрата) может составить:

$$G_c^T = \frac{100}{100 - ППП^c} \quad (4)$$

где ППП - потери при прокаливании сырья, % от массы сырья.

Определяем практическое потребление сырья с учетом уноса пыли и остаточной влажности после сушки, кг / кг полугидрата:

$$G_c = \frac{G_c^T \cdot 100}{100 - a_{vH}} \cdot \frac{100}{100 - w_c} \quad (5)$$

где a_{vH} - общий унос пыли, % от массы сырья,

w_c - влажность сырья, поступающего из сушки, %.

При образовании 1 кг полугидрата выделяются пары влаги гидратной [2]:

$$G_w^c = \frac{G_c^T \cdot M_{1,5H_2O} \cdot (CaSO_4 \cdot 2H_2O)}{M_{CaSO_4 \cdot 2H_2O} \cdot 100} \quad (6)$$

где $M_{1,5H_2O}$, $M_{CaSO_4 \cdot 2H_2O}$ - молекулярная масса, соответственно, выделившейся из кристаллов дигидрата сульфата кальция, воды и самого дигидрата сульфата кальция, кг, $(CaSO_4 \cdot 2H_2O)$ - содержание дигидрата сульфата кальция в сырье; % физической влаги сырья в массовых единицах:

$$G_w^{\phi} = \frac{G_c \cdot W_c}{100 - W_c} = \frac{1,2 \cdot 1}{100 - 1} = 0,01; \quad (7)$$

в объёмных единицах:

$$V_w^{\phi} = \frac{G_w^{\phi}}{\rho_{в.п}} \quad (8)$$

Общее количество тепла, которое теплоноситель должен передать материалу, определяется из формулы:

$$Q_m = \alpha \cdot F \cdot \Delta t \cdot \tau \quad (9)$$

где Δt - разности температур теплоносителя и материала на входе и выходе из агрегата.

Количество тепла, получаемое материалом, расходуется на нагрев материала, испарение остаточной влаги и дегидратацию. Исходя из этого, примем следующие допущения:

- подсистемы (теплоноситель - твердое тело) могут обмениваться массой в результате химической реакции, а система в целом является закрытой;

- для упрощения рассуждений пренебрегаем потерями в окружающую среду;

- принимаем, что сумма массы материала и теплоносителя в начале тепловой обработки и в конце ее - величина постоянная;

- температура материала и температура теплоносителя на выходе из установки равны между собой.

Количество тепла, передаваемое теплоносителем материалу складывается из:

- тепла, необходимого на нагрев материала и влаги в нем:

$$Q_1 = m \cdot c \cdot (t - t_1) + m_w \cdot c_w \cdot (t_2 - t_1); \quad (10)$$

- тепла, расходуемого на испарение влаги:

$$Q_2 = m_w \cdot r; \quad (11)$$

- теплового эффекта химической реакции дегидратации:

$$Q_3 = m \cdot Q_t \cdot \beta \quad (12)$$

Тогда уравнение теплового баланса принимает вид:

$$\alpha F \Delta t \tau = Q \quad (13)$$

или

$$\alpha F \Delta t \tau = mc(t-t_1) + m_w c_w(t_2-t_1) + m_w r + m Q_t \cdot \beta, \quad (14)$$

где m - масса материала, кг;

α - коэффициент теплоотдачи от теплоносителя к материалу, Вт/м²·гр;

F - теплопринимающая поверхность материала, м²/кг;

Δt - разность температур между материалом и теплоносителем;

τ - время, с;

c - теплоемкость материала, Дж / кг гр;

t, t_1 - соответственно температура материала на выходе из установки и на входе в установку;

t_2 - температура испарения влаги;

m - масса теплоносителя, кг;

c_w - теплоемкость теплоносителя, Дж/ кг гр;

m_w - масса влаги в материале, кг;

r - удельная теплота парообразования, Дж / кг;

Q_t - тепловой эффект реакции при температуре протекания реакции, Дж/кг;

β - степень завершенности химической реакции.

Продолжительность обжига во взвешенном состоянии:

$$\tau = \frac{Q}{F \cdot \alpha \cdot \Delta t}, \quad (15)$$

где F - теплопринимающая поверхность материала, м²/с,

$$(F = \frac{6 \cdot G}{d \cdot \rho_M}) ; \quad (16)$$

α - коэффициент теплоотдачи между теплоносителем и материалом;

Δt - среднелогарифмическая разность температур между теплоносителем и материалом, °С [1]:

$$\Delta t = \frac{\Delta t_B - \Delta t_M}{2,3 \lg \frac{\Delta t_B}{\Delta t_M}}, \quad (17)$$

где Δt_B - наибольшая разность температур между газовым потоком и материалом, °С;

Δt_M - наименьшая разность температур между газовым потоком и материалом, °С.

Наибольшая разность температур при прямотоке:

$$\Delta t_B = t_n^r - t_n^m, \quad (18)$$

где $t_n^r - t_n^m$ - соответственно начальная температура газа и материала, °С.

Наименьшая разность температур при прямотоке

$$\Delta t_M = t_K^r - t_K^m, \quad (19)$$

где $t_K^r - t_K^m$ - соответственно конечная температура газа и материала.

Теоретическое определение коэффициента теплоотдачи осуществляем по формуле [1]:

$$\alpha = \frac{Nu \cdot \lambda}{d}, \quad (20)$$

где Nu - критерий Нуссельта;

λ - коэффициент теплопроводности теплоносителя, Вт/м·гр;

d - диаметр частицы материала, м.

Определяем внутренний гидравлический диаметр дегидрататора в начале термообработки

$$D = \sqrt{\frac{4V}{\pi \omega}}, \quad (21)$$

где V - секундный расход теплоносителя, м³/с;

ω - действительная скорость движения газов, м/с.

Действительная скорость движения газов определяется по скорости перемещения наиболее крупных частиц материала. При этом, по мнению П. В. Левченко [3], она должна на (20-30)% превышать скорость перемещения, чтобы не создавать лишние аэродинамические сопротивления и не способствовать увеличению расхода энергии. Соколов [1] считает, что действительная скорость движения газов должна быть больше скорости перемещения взвешенных частиц в 1,5-2 раза.

Секундный расход теплоносителя на входе в обжиговую установку представляет собой произведение определённого заранее (из теплового баланса) удельного расхода теплоносителя на производительность обжиговой установки:

$$D = \sqrt{\frac{1,27 \cdot P \left(V_r \frac{273+t}{273} + \frac{Gc \cdot M_{1,5H_2O} \cdot (CaSO_4 \cdot 2H_2O)}{M_{CaSO_4 \cdot 2H_2O} \cdot \rho_{2m}} \cdot 100 \right)}{\omega_2}}. \quad (25)$$

Широко известна формула определения длины пути прохождения частицами материала, который транспортируется газовым потоком:

$$l = (\omega_r - \omega_b) \tau \quad (26)$$

На фото (рис. 1) видно, как выглядит траектория движения частиц фосфогипса при транспортировании их теплоносителем внутри вертикальной шахты (часть трубы сделана из квар-

$$V = V_r \cdot P \frac{273+t}{273}, \quad (22)$$

где P - производительность обжиговой установки по конечному продукту, кг/с.

На выходе из обжиговой установки к удельному объёму теплоносителя добавляется влага, выделившаяся при дегидратации

$$V = [V_r(1+t/273) + v_{H_2O}^m] P, \quad (23)$$

где V_c - количество теплоносителя, определяемое из уравнения теплового баланса.

Количество водяных паров, выделившихся при дегидратации дигидрата сульфата кальция до полуводного гипса определяем по формуле:

$$v_{H_2O}^m = \frac{Gc \cdot M_{1,5H_2O} \cdot (CaSO_4 \cdot 2H_2O)}{M_{CaSO_4 \cdot 2H_2O} \cdot \rho_{2m}} \cdot 100, \quad (24)$$

Гидравлический диаметр дегидрататора на выходе из обжиговой установки (м) по формуле:

цевого стекла). Частицы материала двигаются не прямолинейно, а вернее их путь движения близок к спиралевидному.

Очевидно, что высота дегидрататора может быть меньше пути движения частиц в том случае, если при определении времени движения частиц учтен период, необходимый для завершения всех тепловых процессов, в том числе и химических реакций.

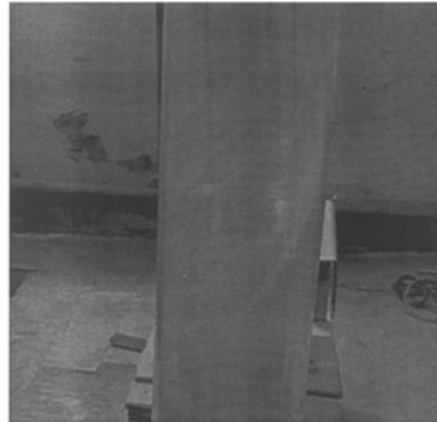


Рис. 1 - Траектория движения частиц фосфогипса при пневмотранспортировании

Тогда формула высоты дегидрататора принимает вид:

$$H = kl \quad (27)$$

где - k - коэффициент, учитывающий непрямолинейность движения частиц материала и продолжения теплообмена в циклонах и соединительных трубах. В настоящее время величина этого коэффициента уточняется.

Вывод

Предложена математическая модель взаимосвязи между гидравлическим диаметром дегидрататора и основными параметрами теплоносителя и твердой взвеси в нем, которая позволяет при определении гидравлического диаметра учитывать не только характеристики теплоносителя, но и основные параметры частиц материала, взвешенных в газовом потоке. Такая модель учитывает минимальные газовые загрязнения окружающей среды.

Литература

1. Соколов В. Н. Машины и аппараты химических производств / В.Н. Соколов. - Л: Машиностроение.- 1982.- С. 300-306.
2. Воробьев Х.С. Теплотехнические расчеты цементных печей и аппаратов / Х.С. Воробьев, Д.Я. Мазуров. - М: Высшая школа- 1982.- 350 с.
3. Левченко П. В. Расчеты печей и сушил силикатной промышленности / П. В. Левченко. - М: Высшая школа.- 1968. - С. 230-234.

УДК 502.37:502.35:553.62

ПРОБЛЕМИ СТАБІЛІЗАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ В КАЛУСЬКОМУ ГІРНИЧОПРОМИСЛОВОМУ РАЙОНІ

Рудько Г.І., Петришин В.Ю.

Державна комісія України по запасах корисних копалин,
вул. Кутузова 18/7, 01133, м. Київ,
geology1982@ukr.net

Проведено аналіз екологічно небезпечних об'єктів Калуського гірничопромислового району, геологічної будови та гідрогеологічних умов залягання соленосних формацій Прикарпатського прогину. Показано основні характерні особливості мінерального складу та петрографічних характеристик покладів калійних солей. Запропоновано варіанти ліквідації Домбровського кар'єру ДП «Калійний завод». Стратегічні перспективи Передкарпаття пов'язані саме з відродженням калійного виробництва. Один з ефективних засобів розв'язання екологічних проблем Калуша і Прикарпаття - це переробка розсолів Домбровського кар'єру, що збереже родовище, значні бюджетні кошти на охорону довкілля, дасть країні цінні калійні добрива. *Ключові слова:* соленосна формація, геологічна будова, екологічна проблема, поклади солей, калійні добрива, охорона довкілля.

Проблемы стабилизации экологической ситуации в Калушском горнопромышленном районе. Рудько Г.И., Петришин В.Ю. Проведен анализ экологически опасных объектов Калушского горнопромышленного района, геологического строения и гидрогеологических условий залегания соленосных формаций Прикарпатского прогиба. Показаны основные характерные особенности минерального состава и петрографических характеристик залежей калийных солей. Предложены варианты ликвидации Домбровского карьера ГП «Калийный завод». Стратегические перспективы Прикарпатья связаны именно с возрождением калийного производства. Один из эффективных способов решения экологических проблем Калуша и Прикарпатья - это переработка рассола Домбровского карьера, что сохранит месторождение, значительные бюджетные средства на охрану окружающей среды, даст стране ценные калийные удобрения. *Ключевые слова:* соленосная формация, геологическое строение, экологическая проблема, залежи солей, калийные удобрения, охрана окружающей среды.

Problems of ecological situation stabilization in Kalush mining region. Rudko G., Petryshyn V. The present paper analyzes ecologically hazardous objects of Kalush mining region with geological structure and hydrogeological conditions of salt formation occurrences within the Precarpathian foredeep. The basic characteristic features of mineral composition and petrographic characteristics of potassium salts were presented. Liquidation variants of Dombrovskiy quarry of State Enterprise "Potassium Plant" were proposed. Strategic perspectives of Carpathian region are connected with the renewal of potassium production. One of the most effective means of solving environmental problems for Kalush and Carpathian regions – operation of brine processing in Dombrovskiy quarry. It will save the deposit and significant budget funds, allocated today for environmental protection and provide the country with valuable potassium fertilizers. *Keywords:* salt formation, geological structure, environmental issue, deposits of salt, potash, environment.

Для України на поточному етапі розвитку та в її найближчому майбутньому все зростаюче значення матиме проблема закриття гірничих

підприємств та трансформації техногенних ландшафтів в природний стан з точки зору технічних, технологічних, економічних умов в контексті розв'язання пріоритетних екологічних проблем. Значна кількість гірничопромислових комплексів вже реалізувала свій економічно доцільний ресурсний резерв корисних копалин або потребує нової методологічної основи щодо реалізації екологічної безпеки довкілля. Необхідно визначити основні оптимізаційні заходи для керованого контролю станом довкілля після завершення гірничодобувної діяльності та ліквідації гірничопромислового комплексу. Шляхом системного підходу до наукового вирішення гірничо-екологічних завдань.

Гірничодобувні підприємства є природно-техногенними системами (ПТС), що формуються в зоні активної взаємодії техногенного об'єкта і геологічного середовища (ГС) та мають обмежений період функціонування. На сьогодні більшість ПТС соленосної провінції Західного регіону України перебувають на стадіях ліквідації і постліквідації.

Розробка родовищ калійних солей у Передкарпатті традиційними методами за останні десятиріччя посилила процеси просідання земної поверхні, провалоутворення, ерозії, суфозії тощо. У зонах карстопровальної небезпеки опинилися території шахт, кар'єрів і значні за площею ділянки за їхніми межами, що створило реальну загрозу проживанню населення.

Відомості про наявність у надрах Прикарпаття солей та характерні особливості цих покладів почали усвідомлюватися задовго до їх спеціального наукового дослідження.

На території сучасної Західної України (в минулому Галіції) солевиріння з використанням розсільних горизонтів, які розкривалися за допомогою криниць, зародилося ще за декілька віків до нашої ери. За свідченням древньогрецького історика Геродота, галіційська сіль у V столітті до нашої ери відправлялась на Схід, у Скіфію. Відомі в наш час солевиварювальні заводи у Західній Україні нараховують до 600 років свого існування: соляні криниці в Уторопах відомі з 1367 року, Долинський сільзавод працював у 1537 році, Калуський із 1580 року, Дрогобицький з XIV століття.

Доречно нагадати, що сама назва нашого краю – Галичина (Галіція) походить від грецького галос – сіль. Тобто, територія розташована в підніжжі Карпат отримала свою назву за ознакою наявності в надрах покладів корисних копалин і сприймалася у свідомості тогочасних суспільств як соляний край.

Перше усвідомлене виявлення в соляній товщі Калуського рудника калійних солей відноситься до початку позаминулого століття. Однак довгий час ці відкриття не мали жодного позитивного значення, оскільки цінність калійних солей у той час ще не була встановлена. Навпаки, вони приносили шкоду, оскільки сіль, яку виварювали з розсолу, що містив домішку калійних солей, набувала гіркового смаку і її ніхто не хотів купувати.

Калійні солі, які згодом виявилися каїнітом, виявлені у 1804 р. на глибині близько 50 м при розширенні стовбура шахти IV.

У 1826 і 1834 р.р. у Калуші був відкритий силвін при заглибленні шахти VII і виконанні навколостовбурних робіт.

Першими системними геологічними дослідженнями території українського Прикарпаття вважаються роботи, які розпочалися з 1887 року для складання «Атласу Галіції». У процесі проведення поверхневих зйомочних робіт, пошукового і розвідувального буріння, а також вивчення та узагальнення даних, одержаних при експлуатації соляних рудників, визначено принципи закономірності будови соленосних товщ Прикарпаття. Особливо значні заслуги у вирішенні багатьох проблем пізнання геології краю належать Р.Зуберу.

З початку 40 років минулого століття вивчення соленосних відкладів продовжилися. В цей час виконано надзвичайно великий об'єм пошуково-розвідувальних та спеціальних тематичних робіт.

Теоретичний рівень узагальнень в цей період, порівняно з попередніми етапами, надзвичайно виріс. Попри те, що дані, які отримувалися в підсумку геологорозвідувальних робіт, часто суперечили загальноприйнятій теорії, їх узагальнення у більшості випадків здійснювалося головним чином з точки зору відповідності евапоритовій гіпотезі галогенезу. Цей етап у першу чергу пов'язаний з іменами А.Іванова, С.Кореневського. Пізніше долучилися Я.Яржемський, М.Валяшко, В.Лобанова, М.Коробцова, С.Ходькова. Питанню стратиграфії молас прогину та положенню в їх розрізі соленосних товщ присвячені роботи О. Вялова, Н. Субботіної, В. Глушка, Л.Пішванової та ін. У останній період (1960–2000 роки) цими питаннями займалися Н.Джинорідзе, М.Клімов, Д.Хрущов.

Геохімічним закономірностям формування солей

присвячені роботи О.Петриченка і В.Ковалевича, П.Білоніжки. Питання геологічної будови окремих калійних родовищ, характеристики мінерального складу порід висвітлювалися в роботах В. Ступніцького, Ю. Кудрявцева, С. Корія, С. Гринів.

Значна частка інформації щодо поширення калієносних площ та параметрів розвитку пластів на глибину отримана дослідниками Львівської ГРЕ, зокрема Моршинської партії. Надзвичайно важлива робота щодо деталізації будови покладів виконана колективами геологів на Калуських і Стебницьких калійних рудниках.

1. Мінерало-петрографічна характеристика покладів калійних солей

Насамперед, необхідно підкреслити, що мінеральний склад та петрографічні особливості Прикарпатських покладів калійних солей є унікальними. Вони досить складні і багатоманітні, а пізнання закономірностей їх становлення має не лише теоретичне, але й надзвичайно важливе практичне значення.

Відомо, що коли в більшості калієносних товщ світу (які мають переважно хлоридну мінералізацію) є тричотири соляні мінерали, то у прикарпатських галогенних товщах їх виявлено близько двадцяти. Факт наявності такої кількості мінералів є надзвичайно цікавим і важливим явищем. Це свідчить про досить складні обставини формування сучасного вигляду соленосних відкладів. Якщо характеризувати калієносні поклади Прикарпаття в цілому, то необхідно відзначити, що головними продуктивними пороуд-

ворюючими мінералами є сульфати, серед яких переважають каїніт та лангбейніт. Значення кожного з них на різних ділянках поширення покладів є різним, але майже завжди у породі присутні у різних співвідношеннях обидва мінерали. Вони утворюють основні промислові типи руд, які навіть у межах одного покладу можуть неодноразово переходити один у інший. Найбільш поширеними є каїнітова, каїніт-лангбейнітова, лангбейніт-каїнітова, лангбейнітова руда. Прикарпатські поклади мають полімінеральний характер, тому у продуктивних породах у різних співвідношеннях до названих основних мінералів дода-

ються кізерит, полігаліт, сильвін, пікромерит, карналіт, епсоміт, ангідрит, глазерит, леоніт, льовеїт.

2. Коротка характеристика сучасного стану Калуського гірничопромислового району

Гірничо-хімічне підприємство ДП «Калійний завод» ВАТ «Оріана» (колишній Калуський хіміко-металургійний комбінат КХМК) було створено в числі крупних підприємств колишнього Радянського Союзу за спеціальною постановою ЦК і Кабміну СРСР про будівництво об'єктів «великої хімії».



Рис. 1 Схема розташування об'єктів гірничопромислового району

Протягом багатьох років КХМК займав одне з провідних місць з виробництва мінеральних калійних добрив,

металевого магнію та інших цінних речовин.

Валова продукція підприємства в окремі роки становила 1 % ВВП України. В складі підприємства працювали підземні рудники (а пізніше і єдиний в світовій практиці кар'єр) з видобутку калійної руди, технологічний переробний комплекс з виробництва калійних добрив потужністю 2,5 млн т по руді, магнієвий завод з випуском до 18 тис. т магнію на рік.

Підприємство створено на базі калуської групи крупного Калуш-Голинського родовища калійних солей, розвідані запаси якого становлять 442 млн т руди. Об'єкти підприємства розташовані на площі 1046,5 га. Кіль-

кість будівель і споруд, що знаходяться на балансі підприємства, перевищує 360 одиниць; механізмів та обладнання – більше 1900 одиниць.

Останнім часом до структури підприємства ДП «Калійний завод» входили:

- Домбровський кар'єр;
- рудник «Ново-Голинь»;
- рудник «Пійло»;
- технологічний переробний комплекс у складі 11 цехів;
- хвостове господарство в складі трьох хвостосховищ з шламонакопичувачами.



Рис. 2 Загальний вигляд структури підприємства ДП «Калійний завод» на космічному знімку Google Earth

Підприємство працювало за комбінованою галургійно-флотаційною схемою і випускало якісне калійне добриво – калімагнезію.

Для зменшення вилучення корисних речовин планувався перехід на більш прогресивну галургійну схему переробки руди – повне розчинення. На заміну рудників, що відробили свої

запаси, «Голинь», «Ново-Голинь» було розпочато будівництво нового рудника «Пійло» потужністю 3,0 млн т руди на рік. Зі зміною ринкових умов виробництво добрив і металевого магнію стало зменшуватись, а з часом повністю припинилось. Повністю було припинено і капітальне будівництво. Так, по руднику «Пійло»

будівництво було припинено, незважаючи на те, що по ньому було засвоєно більше 40 % капвкладень.

Протягом кількох останніх років гірничо-видобувні підрозділи та переробний комплекс не працюють, а саме підприємство знаходиться на грані банкрутства.

На базі калійного заводу працює лише невелике закрите акціонерне товариство «Магній», яке вийшло з складу заводу (виробництво «Магній» працює на привізній сировині – бішофіті). Отже, підприємство як діюче виробництво практично вже перебуває в стадії закриття.

Розробка родовищ калійних солей вкрай негативно впливає на стан навколишнього природного середовища, а особливо при експлуатації Домбровського кар'єру, якому немає аналогів у світовій практиці. Негативний вплив проявляється через особливість соленосних порід легко розчинятися у водному середовищі, що призводить до змін природного стану гірничих порід, ґрунтів, підземних і поверхневих вод і ін. У межах виробничої діяльності ДП «Калійний завод» виникли техногенно-екологічні процеси: просідання земної поверхні, утворення провальних воронок, зсувів, карстів, забруднення ґрунтів, поверхневих та підземних вод. На підприємстві склалася вкрай критична техногенно-екологічна ситуація, яка з кожним днем загострюється. У зв'язку з скрутним фінансово-економічним станом, відсутністю обігових коштів завод неспроможний за власні кошти вирішувати існуючі екологічні проблеми, тому для їх вирішення необхідне бюджетне фінансування як

на обласному, так і державному рівнях.

3. Коротка характеристика екологічно небезпечних об'єктів

Домбровський кар'єр, розвіданий ще в 30-х роках минулого століття, – єдиний у світі гірничий об'єкт, де видобуток солі здійснювали відкритим способом, оскільки 100-метровий поклад цінних солей лежав буквально на поверхні. Експлуатували його з 1967 р., видобуто 33 мільйони тонн руди – менше половини розвіданих запасів. Займає площу 64 га. Об'єм виробленого простору – 52,5 мільйона кубічних метрів.

Як сировинна база Домбровський кар'єр із самого початку входив у структуру калуського заводу з виробництва калійних добрив. У 1990-ті роки підприємство потрапило у шторм економічних перетворень і так з нього і не вийшло. У січні 2008 року ДП «Калійний завод «Оріана» призупинив виробництво. Юридично він діє. Кар'єр потонув першим: воду, що просочувалася з-під землі в його гігантську вирву і потрапляла з атмосферними опадами, не було кому і чим відкачувати – насосну техніку знеструмили через борги за енергоносії.

Проектна потужність кар'єру – 1,25 млн т руди. Розробка велася двома дільницями: південною і північною.

Домбровський кар'єр витягнутий з півдня на північ з розмірами в плані 1900-х 900 м. Абсолютні позначки поверхні коливаються від 298 до 305 м. Південна частина повністю відроблена в 1985 р. до позначки +173 м з площею по дну 8 тис. м² (90 x 110 м). По-

чинаючи з 180 м форма по дну змінюється і вже на позначці 200 м кар'єр витягнутий в південно-західному напрямку з розмірами 160 x 460 м. Південна частина відділена від північної природною перемишкою з позначками гребеню 254 – 258 м.

Площа кар'єру на рівні гребня перемишки становить 460 тис. м², у тому числі: північна частина – 220 тис. м², південна частина – 240 тис. м². Борти кар'єру в межах південної частини значно крутіші, ніж в північній.



Фото. 1. Загальний вигляд Домбровського кар'єру Калуш-Голинського родовища калійних солей

Залишкові запаси становлять 33,2 млн. т руди, в тому числі: вище позначки +235 м – 2,56 млн т і нижче +235 м, які вимагають поглиблення кар'єру – 30,64 млн т.

Південна дільниця на сьогодні заповнена розсолами в кількості 5,2 млн м³, рівень розсолів становить +253,2 м.

Накопичення розсолів в кар'єрі унеможливорює проведення видобувних робіт. У кар'єрі внаслідок розчинення атмосферними опадами соляних та соленосних порід постійно відбувається процес карстоутворення та накопичується до 1,3 млн м³ розсолів на рік.

Роботи в кар'єрі велися за транспортною системою розробки з транспортуванням розкривних порід автосамоскидами у зовнішні та внутрішні відвали, руди – до цеху дроблення. Розпушення руди та скельних розкривних порід проводили буровибуховим способом. Рихлі розкривні породи розробляли чотирма уступами висотою до 10 м з організацією селективної виїмки: ґрунтово-рослинного шару, суглинків, галечників та гіпсово-глинистої «шляпи»; скельні розкривні породи та рудний поклад – уступами висотою до 15 м.

Суглинисті ґрунти, галечники та гіпсово-глиниста «шляпа» використовувались для будівництва дамб обвалувань хвостосховищ та влаштування ґрунтовозних доріг.

До гірничодобувного комплексу Домбровського кар'єру входили відвали № 1 та № 4 розкривних солевміщуючих порід; розсолозбірники, що розташовані на прилеглий до кар'єру території, та дренажна траншея.

На північно-східному відрізу дренажної траншеї відбувається процес розвитку карстових утворень. На східній ділянці дрени вздовж зовнішніх відвалів № 1 та № 2 мають місце чисельні зсуви порід укусу дрени. Одночасно дрена руйнує некеровані атмосферні води, що стікають з відвалів, які прилягають до дрени.

На дні траншеї утворюються завали ґрунту, в межах яких концентруються значні скупчення води.

Поверхневі води з території між верхньою бровкою борту кар'єру та кільцевою дренажною траншеєю перехоплюються системою відкритих каналів глибиною до 1,5 м та відводяться за межі кар'єру в р. Сівку.

Згідно даних ДП «Калійний завод» середня кількість відкачування прісних вод з дренажної траншеї дренажною насосною станцією № 1 становила 310 тис. м³ на рік; дренажною насосною станцією № 2 – 140 тис. м³/рік. Відповідно, ці основні споруди водовідливу забезпечували відкачування прісних вод за межі кар'єру.

Зовнішні відвали. Характеристика відвалу № 1

Складування розкривних порід з Домбровського кар'єру у відвал № 1 розпочато у 1967 році. Екранування основи солевідвалу не здійснювалось.

З метою збору розсолів з відвалу, по периметру бортів влаштовано розсолозбірні канали з нахилом до розсолозбірників, з яких розсоли відкачувалися в акумулюючі ємкості. Кількість розсолів, які щорічно збиралися з відвалу № 1, становлять у середньому 370 тис. м³ на рік.

Площа солевідвалу № 1 – близько 50 га. Складування розкривних порід у відвал здійснювалось уступами висотою 14 м (у середньому) кожний, поки висота відвалу не досягла 50 м.

Проведеними НДІ «Галургія» дослідженнями встановлено, що розсоли в солевідвалі № 1 утворюються трьома шляхами:

- за рахунок розчинення легкорозчинних соленосних порід відвалу атмосферними опадами;
- за результатами змін температури та вологості повітря та конденсації атмосферної вологості;
- утворення частини розсолів під силою гравітації та ваги шарів.

За даними останніх випробувань, мінералізація цих розсолів змінюється від 260 до 400 г/л і більше.

Схили відвалу інтенсивно прорізаються потоками, які проникають вглиб тіла відвалу. Розсоли, що утворюються, на даний час не перехоплюються розсолозбірними каналами, оскільки вони сильно замулені.

На декількох ділянках борти нижньої площадки розмиті, високо мінералізовані води розтікаються на прилеглу територію, просочуються у ґрунтові води та в р. Сівка.

З більшої частини південного та західного схилів солевідвалу розсоли стікають в дренажну траншею.

За результатом дії атмосферних опадів утворюються карсти. За даними НДІ «Галургія» за 10 років

експлуатації з солевідвалу було вилучено 780 тис. т солей.

Характеристика відвалу № 4

Складування порід у відвал № 4 розпочалося з середини 1979 року. Площа основи відвалу № 4 становить 39 га. Складування здійснювалось у два яруси висотою по 15 м. В середині дев'яностих років було виконано технічну рекультивуацію відвалу на площі 33,5 га.

Технічна рекультивуація полягала у перекритті тіла солевідвалу гравійно-галечниковими породами. Згідно проекту передбачалось виконання біологічної рекультивації.

Під дією атмосферних опадів соляні породи відвалу розчиняються, утворюючи розсоли. Для їх збору навколо відвалу були прокладені водовловлюючі канали, по яких мінералізовані води та розсоли спрямовувались у водозбірники та перекачувались в акумулюючу ємність № 1.

На даний час розсолозбірні канали замулені, перегорожені зсувами, насосні станції та розсолопровід розукрупнені, не працюють. Розсоли вільно розтікаються по прилеглий території. В районі солевідвалів розвивається ареал засолення вод, що розширюється на південь в напрямі руху підземних вод.

З вищенаведеного можна зробити висновок: в першу чергу необхідно створювати умови для організованого збору та відведення стоку лотками за межі відвалів.

4. Інженерно-геологічні умови ділянок хвостосховищ

У геоморфологічному відношенні ділянка розташування хвостосховищ знаходиться в межах калуської

аккумулятивної котловини, на III-й терасі р. Лімниця. Поверхня площадок хвостосховищ загалом рівна з невеликим нахилом до русла р. Кропивник.

Абсолютні відмітки денної поверхні коливаються в інтервалі 305,00-310,00 м.

У геологічному розрізі ділянки розташування хвостосховищ приймають участь породи четвертинного віку та міоценові відклади. З поверхні четвертинні відклади представлені алювіально-делювіальними суглинками потужністю від 4 до 11 м з незначними лінзами супісків та глин.

Суглинки жовтуваті-сірі, сіруваті-жовті, рідше сірі з блакитно-зеленкуватим відтінком.

За гранулометричним складом суглинки різноманітні, як легкі так і важкі. Однак, переважають середні пилюваті, слабо вологі, туго пластичні. В нижній частині шару на контакті з гравійно-гальковими відкладами залягають вологі, пластичні та м'якопластичні суглинки.

Аналіз фізико-механічних та фільтраційних властивостей суглинків свідчить про те, що вони характеризуються слабкою водопроникненістю з коефіцієнтом фільтрації від 0,001 до 0,01 м/добу. Такі породи при їх достатній потужності можна вважати добрим природним екраном, який перешкоджає активному проникненню солей у нижче залягаючий водонесний галечниковий горизонт.

Суглинки підстелюються сучасними і древніми водонесними алювіальними відкладами, які нерідко називають «Карпатським галечником» потужністю від 2 до 11 м. Уламковий матеріал представлений міцним пісковиком, добре окатаним. Простір між крупноуламковим матеріалом за-

повнений піском та глинистим ґрунтом. Коефіцієнт фільтрації галечникової товщі коливається від 0,926 до 6,78 м/добу.

Нижче алювіальних відкладів залягають породи гіпсово-глинистої «шляпи» та глин.

Водоносний горизонт, приурочений до алювіальних гравійно-галечкових відкладів, має потужність від 2 до 11 м.

Основою хвостосховищ є товща суглинистих порід товщиною не менше 4-х метрів.

Потужність шару суглинків, яка залишилась в основі ложа хвостосховища № 1 становить у середньому 6-4 м. Дамби обвалування І-ї черги будівництва були відсіпані з суглинистих ґрунтів до відмітки гребня 321,00 м. Пізніше були виконані роботи з наросування дамб на намитому пляжі хвостів до відмітки 332,00 м, відповідно площа основи в підніжжі дамб перевищила 80 га.

Характеристика хвостосховища № 1. На хвостосховищі № 1, площа якого по верху становить 60 га, закладовані відходи збагачувальної фабрики (мул, галіти) об'ємом 15 млн м³. У 1988 р. був розроблений проект рекультивації хвостосховища, яким передбачена гірничотехнічна і біологічна рекультивація. Перед початком робіт з рекультивації були проведені підготовчі роботи - замив чаші хвостосховища галітами. У 1993 р. виконано технічну рекультивацію шляхом покриття поверхні шаром суглинка та гіпсово-глинистої породи товщиною 1,5 м. Через відсутність коштів не були виконані роботи з вторинного планування чаші хвостосховища, поверхні не було задано необхідний ухил, який би забезпечу-

вав відтік води з площі хвостосховища, та не виконана біологічна рекультивація.

Внаслідок незавершеної рекультивації на поверхні хвостосховища утворилися карстові провали та озера, які створили умови для посиленої сконцентрованої фільтрації розсолів в навколишнє середовище.

У 1996-1997 рр. виконувались роботи з ліквідації карстових воронок, засипки вимоїн та очищення укосів дамб обвалувань від новоутворених нашарувань мірабіліту. На даний час на хвостосховищі спостерігаються наскрізні промоїни глибиною до 3 м, прогресує водна ерозія схилів та укосів. З хвостосховища вимиваються розчинні солі й витікають через укоси дамб, зложених з гравелистих ґрунтів.

З метою завершення робіт з рекультивації хвостосховища № 1 необхідно:

- ліквідувати карсти, просідання поверхні та озера засипкою ґрунтами гіпсово-глинистої «шляпи» зони «А» з ущільненням до об'ємної ваги кістяка ґрунту в природному заляганні проходом автотранспорту та наступним екрануванням поверхні шаром глинистого ґрунту товщиною 1,0 м з ущільненням. При цьому поверхні необхідно надати ухил $i=0,002$ з метою недопущення застою атмосферної води на поверхні екрану та її проникнення в соленосну товщу хвостів;

- спланувати поверхню низових укосів дамб обвалувань хвостосховища з засипкою промоїн;

- по периметру обочини гребеня дамб спланованої поверхні хвостосховища необхідно прокласти водовловлюючі збірні залізобетонні лотки;

- відвід води від водозбірних лотків у нижній б'єф виконується по водоспусках, які влаштовуються із збірних залізобетонних лотків;

- в підніжжі дамб хвостосховища влаштовується водозбірна канава з відводом води до русла р. Кропивник.

Характеристика хвостосховища № 2. Хвостосховище № 2 введено в експлуатацію в грудні 1984 року і в ньому накопичено 9,5 млн м³ відходів калійного та магнієвого виробництва. На даний час відходи цих виробництв не складаються. В чашу хвостосховища потрапляють тільки атмосферні опади, які при контакті з галітами розчиняють останні та утворюють розсоли. Об'єм накопичених розсолів у хвостосховищі № 2 становить близько 1,7-1,8 млн м³. Рівень розсолів у хвостосховищі на даний час становить 328,29 м. Відмітка гребеня дамб обвалувань – 329,50 м. Площа хвостосховища по дзеркалу розсолів – 45 га.

Відповідно плану хвостосховище № 2 – це чотирьохкутник замкнених дамб і становить по периметру 2900 м.

З відмітки 323,00 до 329,50 м дамби обвалування хвостосховища наросувались на намитому пляжі з хвостів з привантаженням низового укосу дамб відсипкою із гравелистих ґрунтів.

З метою захисту верхових укосів дамби від розмивання хвилями виконуються роботи з розширення дамби на намитому пляжі.

Відбувається розмивання атмосферними опадами упорної призми дамб низового укосу, відсипаних із гравелистого ґрунту.

Перша черга хвостосховища № 2 побудована в північній півнасліді дамб із суглинистих ґрунтів. По ложу та внутрішніх укосах дамб обвалувань

укладений екран із поліетиленової плівки з облаштуванням захисного шару. Таке технічне рішення конструкції чаші дало можливість повністю захистити водоносний галечниковий горизонт в основі хвостосховища від забруднення. Нарощення дамб обвалувань з відмітки 323,00 до 329,50 м на намитому пляжі із суглинистих ґрунтів проведено без застосування полімерного екрану.

З метою недопущення перенаповнення чаші хвостосховища №2 розсолами за результатами проходження злив, зняття аварійних ситуацій та ліквідації фільтрації в навколишнє середовище прийнято рішення щодо опорожнення чаші хвостосховища зі скидом розсолів на дно Домбровського кар'єру. Для цього запроектовано самопливно-напірний розсолوپровід від центральної ділянки чаші з відміткою ложа 318,00 м до дна кар'єру з відміткою 234,0 м. Конструктивно трубопровід прокладається із пластмасових труб діаметром 350 мм у траншеї глибиною до 4 м. На ділянці пересічення траси з автодорогами та іншими комунікаціями трубопровід прокладають у кожухах із сталевих труб діаметром 630x8 мм.

Для прокладання трубопроводу в чаші хвостосховища відсипається заїзд від бровки гребеня дамби до центральної частини хвостосховища із м'яких розкривних порід Домбровського кар'єру. На кінцевій ділянці заїзду в центрі хвостосховища відсипається площадка для розвертання транспорту розміром 12x14м. Відсипка ґрунту виконується по мірі пониження та відкачування розсолу методом «відсипання ґрунту у воду».

По мірі просування відсипки заїзду влаштовуються площадки для монта-

жу пересувної мобільної установки для закачування розсолу в трубопровід та запуску сифону. Насосна установка для закачування розсолу в трубопровід обладнана насосом типу 8X-12-1, $Q=200 \text{ м}^3/\text{год}$; $H=30 \text{ м.в.ст.}$ з ел/двигуном А02-82-41, $N=55 \text{ кВт}$. Насосна установка пересувна, влаштовується під навісом.

По борту кар'єра (по виїзній автодорозі) пластмасові труби прокладаються в ізолюваному теплому кожусі.

При заборі верхніх шарів розсолу з хвостосховища трубопровід працює як сифон, при заборі нижніх – як напірний трубопровід.

Скид розсолів з хвостосховища необхідно виконувати в теплий період року. Промивка трубопроводу виконується привізною прісною водою. Опорожнення трубопроводу від розсолів у навколишнє середовище не дозволяється.

При діаметрі трубопроводу 350 мм скид $1,7 \text{ млн м}^3$ розсолу буде тривати близько 9 місяців.

Шламонакопичувач. Шламонакопичувач розташований у природній долині потічка Кропивник, русло якого відведено в штучно побудований обвідний канал. Шламонакопичувач займає площу $25,6 \text{ га}$, мав корисну ємність $0,915 \text{ м}^3$ і був запроектований в підв'їмці півнасипу дамб обвалувань. Шламонакопичувач призначався для скиду мулу - шламів від цеху очистки промводи Чечвинського водосховища.

Керівництвом ВАТ «Оріана» було прийнято рішення про скид в шламонакопичувач хвостів збагачувальної фабрики калійного виробництва (мулу та галітів).

Шламонакопичувач розташований впритул до північної дамби обвалування хвостосховища № 1. В шламонакопичувачі закладовано декілька тисяч кубічних метрів мулу і галітів та $1,3 \text{ млн м}^3$ розсолів.

Необхідно зазначити, що інженерно-геологічні та гідрогеологічні умови на площі накопичувача були вивчені недостатньо. Вони виявилися складними, що зумовлено особливістю геологічної будови цієї ділянки.

Шламонакопичувач вже тривалий час перенаповнений розсолами. Зростання об'єму розміщених в ньому мінералізованих вод викликано як безпосереднім потраплянням атмосферних опадів на площу поверхні, так і стікаючими з північного борту хвостосховища №1 розсолами.

Розсоли з шламонакопичувача перегікають крізь промоїни у кількох місцях греблі шламонакопичувача і потрапляють на прилеглу до нього територію. За останні роки спостерігається зменшення величини мінералізації розсолів від 170-200 до 90 г/л .

Нижче по схилу від шламонакопичувача розсоли потрапляють в староріччя потічка Кропивник. У межень мінералізація води в потічку досягає 60 г/л . Вниз за течією відбувається поступове розбавлення води, в гирлі мінералізація становить близько 4 г/л .

Фактично в районі хвостосховища йде формування складного протяжно-го ареалу забруднення природних вод.

Ліквідація та рекультивація шламонакопичувача, заповненого частково хвостами збагачувальної фабрики калійного виробництва включає:

- будівництво пересувної мобільної установки під навісом, обладнаної насосом 8X-12-1, $Q=200 \text{ м}^3/\text{год}$; $H=30 \text{ м.в.ст.}$ з ел/двигуном А02-82-41, $N=55 \text{ кВт}$. Установка призначена для забору розсолів з шламонакопичувача і подачі по заново запроектованому магістральному трубопроводу «Хвостосховище №2 – Домбровський кар'єр» з пластмасових труб діаметром 350 мм;

- будівництво розсолотрубопроводу довжиною 500 м із пластмасових труб діаметром 350 мм, які прокладаються в землі на глибині 2-х метрів від мобільної установки шламонакопичувача до під'єднання з магістральним трубопроводом;

- відкачування розсолів із шламонакопичувача в кар'єр необхідно проводити в теплий період року. Термін відкачування – 9 місяців, об'єм – $1,3 \text{ млн м}^3$.

Після виконання робіт із звільнення ємності шламонакопичувача від розсолів необхідно без затримки часу приступати до робіт з рекультивації чаші шламонакопичувача, не допускаючи затоплення ємності інфільтраційними водами.

Гірничотехнічна рекультивація шламонакопичувача проводиться шляхом завезення та укладання відвальних ґрунтів гіпсово-глинистої «шляпи» з відвалу №1 Домбровського кар'єру з пошаровим розрівнюванням та плануванням поверхні.

Планування поверхні необхідно проводити з ухилом 2-3% з метою відтоку атмосферних вод за межі шламонакопичувача. По спланованій поверхні укладається екранований шар глинистих та суглинистих ґрунтів товщиною 0,5м, які можна розробити

на західній дамбі хвостосховища №3. Поверх суглинистого екрану наноситься рослинний ґрунт товщиною шару 15 см під посів трав.

Об'єм Домбровського кар'єру до рівня затоплення водою (296 м) становить $43,7 \text{ млн. м}^3$ (табл. 1).

Щорічно у кар'єрі, внаслідок розчинення соляних покладів атмосферними опадами утворюється $1,2-1,4 \text{ млн м}^3$ розсолів. В даний час ці розсоли використовуються для заповнення порожнин рудника «Ново-Голинь». Після закінчення ліквідаційних робіт на руднику розсоли будуть акумулюватися у кар'єрі, з часом його заповнять і самотпливом вилитимуться у водні об'єкти та проникати у підземний водоносний горизонт. Існує ймовірність проникнення вод з р. Сівки в паводковий період через карстові "канали", що може призвести до затоплення кар'єру. Такий стан призведе до небезпечної ситуації, оскільки розсоли постійно будуть забруднювати річку Лімницю і Дністер. Ріка Дністер є джерелом водопостачання населених пунктів України та Молдови. Питання утилізації розсолів із Домбровського кар'єру на сьогодні не вирішено.

У 2000 році через економічні проблеми видобуток на ньому припинили. Нині в Україні зовсім не виробляють калійних добрив, їх закуповують у Білорусі та Росії. У 2010 році уряд заявив про плани реорганізувати завод у державне підприємство, провести тендер на залучення інвестицій для відновлення виробництва протягом двох років. Минуло три роки. Кар'єр природним шляхом затоплює вода, яка розчиняє розкриті в ньому соляні поклади.

Таблиця 1. Об'єм ємкості Домбровського кар'єру

Гори-зонт	Площа, тис.м ²	Висота, м	Середня площа, тис.м ²	Об'єм, тис.м ³	Наростаючий об'єм, тис.м ³	Наростаючий об'єм з врахуванням Північної і Південної нижніх частин, тис.м ³
Північний кар'єр						
235м	33,3	-	-	-	-	-
240м	62,3	5	47,8	239,0	239,0	-
250м	150,4	10	106,4	1063,5	1302,5	-
Південний кар'єр						
170м	8,0	-	-	-	-	-
180м	12,6	10	10,3	103,0	103,0	-
190м	26,8	10	19,7	197,0	300,0	-
200м	49,3	10	38,1	380,5	680,5	-
210м	65,2	11	57,3	629,8	1310,3	-
220м	77,4	12	71,3	855,6	2165,9	-
230м	106,3	13	91,9	1194,1	3359,9	-
240м	141,2	14	123,8	1732,5	5092,4	-
250м	166,6	15	153,9	2308,5	7400,9	-
Об'єднана зона						
250м	317,0	-	-	-	-	8703,4
260м	464,1	10	390,6	3905,5	3905,5	12608,9
270м	629,3	10	546,7	5467,0	9372,5	18075,9
280м	923,6	10	776,5	7764,5	17137,0	25840,4
290м	1159,6	10	1041,6	10416,0	27553,0	36256,4
296м	1324,1	6	1241,9	7451,1	35004,1	43707,5

Рудник "Калуш" експлуатувався більше ста років. Розглядається в межах чотирьох рудних полів, де проводили підземні відпрацювання калійних солей.

При ліквідації рудника «Калуш» шляхом заповнення виробленого простору високо мінералізованими розсолами охорона оточуючого середовища зводилась до охорони водоносного горизонту середньочетвертинних алювіальних відкладів та поверхневих водотоків від можливого засолення.

Оскільки в межах гірничого відводу рудника відпрацьований простір відділений від четвертинних відкладів потужною товщею (понад 50 м) водонепроникних порід, то потенційними каналами надходження шахтних розсолів у водоносний горизонт можуть служити шахтні стовбури

(стволи), розвідувальні свердловини, провальні суфозійні лійки.

Відомості про провальні лійки в районі рудника «Калуш» наведені в таблиці 2.

Просторова відокремленість відпрацьованих ділянок шахтного поля, різні параметри залягання та мінерального складу рудних відкладів, наявність провалоутворень, а також ступінь порушення і просідання земної поверхні вимагали автономного заповнення відпрацьованих просторів.

З цієї метою шахтне поле було поділене на 2 частини. В одну входять виробки Центрального поля, в другу – Північного каїнітового і Північного сильвінітового полів. Виходячи із гірничо-геологічних умов, наявного матеріалу для заповнення виробок, досвіду ліквідації соляних рудників та

економічної доцільності був застосований комбінований спосіб ліквідації рудника «Калуш» шляхом гідравлічної закладки Центрального та

Північного каїнітових полів відходами сульфатної фабрики і затоплення Північного сильвінітового поля лужною пульпою.

Таблиця 2. Характеристика провальних лійок на руднику «Калуш».

№ з/п	Рудне поле, номер провальної лійки та її місцезнаходження	Дата утворення	Розміри				Спосіб ліквідації
			Довжина, м	Ширина, м	Глибина, м	Об'єм, м ³	
1	2	3	4	5	6	7	8
1	Центральне поле, лійка № 2, район стовбура № 6	10.03.75	2,5	2,0	4,0	20,0	Засипані породами гіпсоглинистої «шапки»
2	Центральне поле, лійка № 1, район стовбура № 6	10.12.75	2,5	2,5	4,6	28,75	
3	Центральне поле, лійка № 3, район стовбура № 6	04.03.80	6,5	4,5	4,0	111,0	
4	Центральне поле, лійка № 6, район стовбура № 6	26.01.86	11,5	11,0	8,0	1012,0	
5	Північне каїнітове поле, лійка № 4, лівий борт р. Сивка	14.03.85	6,0	5,2	2,5	9,36	
6	Північне каїнітове поле, лійка № 4а, лівий борт р. Сивка	04.09.85	2,5	1,5	2,5	9,36	
7	Північне каїнітове поле, лійка № 4б, лівий борт р. Сивка	04.09.85	4,5	1,5	1,0	6,8	
8	Північне каїнітове поле, лійка № 4в, лівий борт р. Сивка	11.09.85	2,0	2,0	2,0	8,0	
9	Північне каїнітове поле, лійка № 4в, лівий борт р. Сивка	23.02.87	1,2	1,2	0,7	1,0	
10	Північне каїнітове поле, вул. Пархоменка, лійка № 7	07.06.87	18,8	6,8	8,0	2827,6	
11	Північне каїнітове поле, вул. Пархоменка, лійка № 5	27.06.85	15,0	15,0	7,0	1575,0	
12	Північне каїнітове поле, вул. Пархоменка, лійка № 8	29.09.90	14,0	14,0	7,0	1572,0	

Починаючи з 1976 р., а потім активніше з 1984 р. почалися істотні зміни гірничо-геологічних та гідрологічних умов, процеси неконтрольованого затоплення Центрального (1976 р.) і Північного каїнітового (1984 р.) полів. Загальний видобуток становив близько 100 м³/добу, а станом на 1.11.1987 р. у відпрацьований простір поступило близько 160 тис. м³ підземних вод, а на початок 1989 р. – 185 тис. м³.

Неконтрольоване природне затоплення прісними водами гірничих ви-

робок створило ситуацію в цілому районі. Почалося активне розмивання, розчинення, а внаслідок зменшення несучої здатності міжкамерних ціликів і утворення поверхневих лійок, просідання поверхні.

З 1988 р. почалося затоплення насиченими розсолами відпрацьованих пустот об'ємом 1,14 млн м³ Центрального каїнітового поля, а з лютого 1989 р. – Північного каїнітового поля. Закачка розсолів була закінчена в липні 1990 року. Всього закачано в рудник

2370 тис. м³ розсолів з мінералізацією 321-376 г/дм³ і питомою вагою 1,23-1,25 г/см³. У процесі ліквідації робіт і після їх завершення на руднику «Калуш» здійснюється контроль за процесами, що відбуваються у надсольових породах над гірничими виробками шляхом проведення регулярних інструментальних маркшейдерських спостережень.

Організована сітка гідрогеологічних свердловин для спостереження за процесами затоплювання і відбору проб розсолів на повний хімічний аналіз. Спостереження показали, що існує гідралічний зв'язок вод галечникового горизонту з розсолами, які заповнили гірничі виробки.

Проведені площинні дослідження однозначно підтверджують найбільшу схильність до провалотворення Північного каїнітового поля, де в районі лійок, що утворились раніше на площі близько 1 га, створилось блюдцеподібне пониження глибиною до 2 м, затоплене в центральній своїй частині водою. Аналогічна депресія утворилась в районі лійки № 7 з утворенням сітки тріщин. Обстеження Північного силвінітового і Хотинського полів показали плавне опускання земної поверхні без розриву її цілісності.

Дослідження підтверджують, що підвищена солоність підземних вод здебільшого пов'язана з поверхневими водами р. Сивки, які поступають уже засоленими з Домбровського кар'єру. Сама проблема засолення гравійно-галечникового водоносного горизонту є похідною від процесів осідання поверхні і утворення провалів. Механізм можливого засолення розглядається як замкнена система – води гравійно-галечникового горизон-

ту, поступаючи і змішуючись з шахтними водами, на шляху свого руху розчиняють солі гіпсово-глинистої шляпи і ціликів, що призводить до просідання поверхні. Створений тиск усередині відпрацьованих виробок витиску висомінералізовані води по вже створених шляхах в гравійно-галечниковий горизонт.

Процеси розчинення солей ціликів, починаючи з 1976 р., послаблюють цілісність і міцність гіпсово-глинистої шляпи і створюють умови для просідання земної поверхні та провалотворення.

На даний момент встановилась зональна рівновага і провали, що відбулися – не що інше, як залишкова реакція попередніх процесів.

Можна зробити висновок, що розвиток небезпечних процесів провалотворення і просідання земної поверхні безпосередньо залежать від надходження прісних вод з гравійно-галечникового горизонту у відпрацьований простір.

Рудник "Ново-Голинь" експлуатувався з 1966 по 1995 рр. За час роботи утворилося 12 млн м³ підземних порожнин. Ліквідація рудника розпочата в 1996 р. Станом на 01.01.2005 р., у гірничі виробки подано 7,7 млн. м розсолів. У зону підробки гірничими виробками земної поверхні потрапляють 285 будинків с. Кропивник та 304 будинки с. Сівка - Калуська. Ліквідація рудника за браком коштів виконується з відставанням від проектного графіка. Несвоєчасне заповнення розсолами відпрацьованих порожнин може призвести до деформації земної поверхні і руйнації житлового фонду. Спеціальних спостережень за станом поверхні та зміною фізичних властивостей гірничих порід над

шахтними полями не проводиться через відсутність коштів.

Основним завданням рудника „Ново-Голинь” є прискорення повної заливки його порожнин.

З цією метою передбачається:

1) Зміна схеми подачі розсолів з кар'єру в рудник. Перекачування розсолів організується з Південної дільниці кар'єру однією насосною станцією безпосередньо в заливочну свердловину, міняючи акумулюючі ємності. Це забезпечує економію електроенергії, виключає розбавлення розсолів (що подаються в рудник) атмосферними опадами, дозволяє звільнити ємності від розсолу і підготувати їх під рекультивацию.

В насосній станції Південного кар'єру передбачається встановлення потужних насосів ЦНС-300/180 (1 робочий, 1 резервний), продуктивність кожного з яких при роботі 240 днів на рік забезпечить подачу в рудник до 1700 тис. м³ розсолу. Для подачі розсолу передбачається трубопровід діаметром 325х5 мм довжиною 900 м. Заливку розсолу при цьому передбачається вести в двох точках – по існуючій заливочній свердловині і по трубопроводу, прокладеному в стволі «Головний».

Трубопровід, що йде до ствола «Головний», і в сам ствол передбачається відремонтувати.

2) Для забезпечення подачі в рудник розсолу проектною концентрації (1,235 г/л) забір розсолу в кар'єрі передбачається здійснювати з глибини 15-20 м.

3) Як було сказано вище, на руднику окрім основних незаповнених порожнин залишаються повітряні „подушки” в об'ємі 1201,8 тис. м³. Первинним проектом ліквідації рудника

передбачалось їх обов'язкове заповнення розсолами з виконанням необхідних робіт з бурінням заливочних повітровідвідних свердловин та гірничих виробіток.

У минулі роки саме так були ліквідовані 402,4 тис. м³ із загальних 1604,2 тис. м³.

На даний час неможливо ліквідувати всі „подушки”, оскільки вони залишилися на значній кількості видобувних камер. У даному проекті передбачається заповнити основні з них в камерах пластів ЛК-2, ЛК-1зах, К3, К4, К6 з об'ємом 628 тис. м³. Для цього намічається пробурити 5 заливочних свердловин глибиною 100 м діаметром обсадної труби 299 мм і 5 повітровідвідних порожнин глибиною 100 м з обсадною колоною діаметром до 100 мм.

Рудник "Голинь" експлуатувався з 1930 по 1972 рр., загальний об'єм порожнин склав 1,7 млн. м³. Враховуючи гірничотехнічний стан рудника і те, що процес осідання земної поверхні над шахтним полем перебуває на стадії затухання, інститутом "Галургії" було рекомендовано підземні порожнини рудника заповнювати розсолами лише у випадку аварійних ситуацій надходження води в гірничі виробки, різке просідання земної поверхні). Для виконання цих робіт передбачено буріння спеціальної свердловини та прокладка трубопроводу для подачі розсолів у шахту. Кошти на проведення цих робіт не передбачені. Спеціальних спостережень за поверхнею не проводиться через відсутність коштів.

Акумулюючі басейни №1 та №2 Домбровського кар'єру

У зв'язку з призупиненням відкачування розсолів з Домбровсько-

го кар'єру в акумулюючі басейни відпадає необхідність в їх експлуатації. З метою консервації та збереження акумулюючих басейнів і недопущення їх перенаповнення атмосферними опадами проектом передбачено опорожнення басейнів зі скидом накопичених в них розсолів на дно Домбровського кар'єру. Для цього необхідно збудувати самопливний колектор, що прокладається в землі на глибині 2,5-3,0 м із сталевих труб діаметром 277х6 мм з гідроізоляцією нормального типу. Довжина траси трубопроводу від басейнів до дна кар'єру становить 610 м. Забір розсолів з чаші влаштовується за допомогою спеціально обладнаних приймальних водозабірних колодязів. Прокладання трубопроводу під дамами обвалувань басейнів виконується методом «проколу» або горизонтального буріння. Прокладання трубопроводу через дренажну траншею виконується на залізобетонних опорах.

Після опорожнення басейнів від розсолів їх смінь буде заповнюватися атмосферними водами. З метою недопущення перенаповнення басейнів прісною водою проектом передбачається можливість їх опорожнення зі самопливним скидом води в р.Сівка. Для цього від системи водоприймачів до р.Сівка прокладається самопливний колектор з пластмасових труб діаметром 300 мм. Колектор прокладається в землі на глибині 2,5 м. На витці в р.Сівка колектор обладнується оголовком із монолітного бетону.

Законсервовані акумулюючі басейни можуть використовуватись для технологічних потреб відновлення роботи калійного виробництва або інших потреб підприємства.

5. Вирішення проблем стабілізації екологічної ситуації в Калуському гірничопромисловому районі

З метою усунення негативних екологічних наслідків гірничовидобувних робіт та попередження виникнення аварійних ситуацій передбачено виконати такі роботи:

- ліквідувати і провести рекультивацію зовнішніх відвалів №1 і №4, ставків-відстійників, хвостосховищ № 1 і № 2, шламонакопичувача на площі хвостосховища № 3;

- ліквідувати рудник «Пійло» Домбровського кар'єру;

- завершити заповнення розсолами рудника «Ново-Голинь»;

- передбачити витрати на суху закладку рудника «Голинь» та шахтного поля «Хотин» рудника «Калуш»;

- передбачити витрати на ліквідацію стволів рудників «Ново-Голинь» і «Пійло»;

- передбачити витрати на демонтаж обладнання, ліквідацію будівель і споруд рудників «Ново-Голинь» і «Пійло» Домбровського кар'єру, технологічного комплексу та рекультивацію поверхні;

- створити бази для моніторингових спостережень;

- передбачити витрати для проведення моніторингових спостережень;

- передбачити витрати на заходи з захисту населених пунктів від підтоплення території і забруднення ґрунтових вод;

- передбачити витрати на ліквідацію просідань поверхні в межах шахтних полів;

- передбачити витрати на ліквідацію карстових провалів;

- передбачити витрати на підтримання підприємства в період очікування та ліквідації.

Вид ліквідації підземних рудників та технологічного комплексу визначений попередніми дослідженнями та досвідом аналогічних підприємств, а також частково розробленою робочою документацією. Підземні рудники ліквідуються шляхом заповнення їх насиченими розсолами, стволи засипаються з влаштуванням бетонних перемичок. Будівлі та споруди технологічного комплексу, а також надшахтні будівлі демонтуються. Відходи заходяться на зовнішніх (або внутрішніх) відвалах.

Найбільш невизначеною є ліквідація Домбровського кар'єру, південна частина якого заповнена розсолами. Питання з розсолами, що утворюються в кар'єрі (а також на хвостосховищах), найскладніше на ДП „Калійний завод”. На даний час відсутня не лише технологія, але й методичний підхід до їх використання, ліквідації чи утилізації.

Найбільш перспективним і реальним можна вважати випаровування розсолів, що одночасно дозволяє отримувати товарну продукцію. Одночасно велике значення при виборі способу ліквідації кар'єру має поводження розсолів і прісних вод при їх контакті. При розробці вихідних даних були проведені дослідження, якими встановлено, практично, відсутність перемішування розсолів і прісної води при подачі останньої на поверхню розсолів. Отже, існує перспектива одержання в верхніх шарах водоюми якісних незасолених вод. Для однозначного твердження цього необхідно провести цілий комплекс наукових досліджень.

У свою чергу спосіб ліквідації Домбровського кар'єру впливає на метод ліквідації відвалів, хвостосховищ і акумулюючих ємкостей.

Варіанти ліквідації Домбровського кар'єру ДП «Калійний завод»:

- варіант 1 – заповнення залишкової ємкості кар'єру прісними водами з попереднім скидом усіх розсолів ДП «Калійний завод»;

- варіант 2 – організація в Домбровському кар'єрі лікувально-рекреаційної зони;

- варіант 3 – заповнення кар'єру техногенними відходами ДП «Калійний завод»;

- варіант 4 – залучення інвесторів для відновлення розробки Домбровського кар'єру.

ВАРІАНТ 1. ЗАПОВНЕННЯ ЗАЛИШКОВОЇ ЄМКОСТІ КАР'ЄРУ ПРІСНИМИ ВОДАМИ З ПОПЕРЕДНІМ СКИДОМ ВСІХ РОЗСОЛІВ ДП «КАЛІЙНИЙ ЗАВОД»

В першому варіанті попередньо виконуються роботи зі скиду розсолів із хвостосховища №2, шламосховища і акумулюючих ємкостей в кар'єр. Для цього організується система подачі розсолів, яка включає розсоліпроводи та насосні станції.

Одночасно проводиться гірничотехнічна рекультивація хвостосховища №2, акумулюючих ємкостей, шламонакопичувача та зовнішніх відвалів. У процесі її виконання на цих об'єктах утворюються розсоли, які передбачено також скидати в залишкову ємкість Домбровського кар'єру.

У період подачі розсолів в кар'єр четвертинні води із дренажної траншеї перекачуються в річку Сівка, а по за-

вершенню – направляються в кар'єр по укладеному у в'їзній траншеї водопроводу.

Враховуючи, що на цій стадії вивчення неможливо гарантувати необхідну якість води в верхній частині залишкової ємкості кар'єру, передбачається ізоляція накопичених у залишковій ємкості кар'єру вод від четвертинних вод галечникового горизонту шляхом заповнення дренажної траншеї породами гіпсо-глинистої шляпи. А також на промплощадці влаштовується випарююча установка продуктивністю 1 млн м³. У процесі заповнення кар'єру розсолами і водою проводиться постійний контроль якості води. При заповненні кар'єру до проектної позначки 296 м і перевищенні мінералізації води відносно стандартів проводиться випаровування розсолів. При цьому відкачка розсолів проводиться з глибини 30-50 м, для чого передбачений спеціальний колектор. Річні об'єми випаровування розсолів рівні річному об'єму опадів.

У процесі випаровування розсолів і заміна їх атмосферними опадами буде покращуватися якість води. При доведенні якості води у верхніх шарах водойми до нормативних показників можливе її скидання в річкову мережу. Отже, об'єми і необхідність виконання робіт з випарки розсолів будуть визначатись якістю води у верхніх шарах водойми.

До першочергових робіт віднесено також завершення заповнення рудника «Ново-Голинь» розсолами.

Крім наведених передбачено також:

- створення установки та системи свердловин з заповнення пустот на

руднику «Голинь» та шахтному полі «Хотинь» рудника «Калуш»;

- витрати на заповнення пустот рудника «Голинь» та шахтного поля «Хотинь» рудника «Калуш»;

- ліквідацію всіх надшахтних будівель, споруд та стволів;

- ліквідацію будівель і споруд на всіх майданчиках видобувного та технологічного комплексів;

- рекультивацію очищених майданчиків;

- створення системи моніторингу;

- витрати на проведення моніторингових спостережень;

- витрати на ліквідацію просідань поверхні та карстових провалів;

- витрати на утримання підприємства в період виконання робіт;

- витрати, пов'язані із соціальним захистом населення.

ВАРІАНТ 2. ОРГАНІЗАЦІЯ В ДОМБРОВСЬКОМУ КАР'ЄРІ ЛІКУВАЛЬНО-РЕКРЕАЦІЙНОЇ ЗОНИ

Для організації в залишковій ємкості Домбровського кар'єру чистого озера необхідно утилізувати всі наявні розсоли та провести екранізацію всіх соленосних порід та забруднених солями ґрунтів і об'єктів.

Варіантом 2 передбачається попередня повна утилізація розсолів випарюючими темпами відносно поступлень. Передбачено будівництво випарної установки. Замість випаровування можливий варіант перевезення розсолів для заповнення рудника № 2 Стебницького ДГХП «Полімінерал» або їх комбінація. В період виконання робіт з гірничотехнічної рекультивації на всіх об'єктах може утворитися додатково до 11,6 млн м³ розсолів. Їх

об'єм можна зменшити до 6 млн м³ при постійній організації відводу поверхневих вод з рекультивованих ділянок.

Одночасно з утилізацією розсолів проводяться роботи з укріплення північного борту кар'єру та екранування виходів соленосних порід.

Основні відмінності варіанта 2 від варіанта 1 полягають в наступному:

- будівництво в першу чергу випарної установки та випаровування всіх наявних розсолів і тих, що утворюються в процесі проведення робіт з рекультивації;

- екранування солевміщуючих порід в бортах Домбровського кар'єру;

- враховуючи затоплення кар'єру тільки чистими водами, не передбачено ізоляцію кар'єрної ємності від четвертинного водоносного горизонту шляхом екранування виходу галечників в дренажній траншеї.

На випарні установки надійде 6,6 млн м³ вже накопичених розсолів (при врахуванні закачування 3,0 млн м³ розсолів в рудник «Ново-Голинь») та 6,0 млн м³ новоутворених розсолів. У період випарювання висококонцентрованих вже накопичених розсолів буде одержана товарна продукція, яка дозволить окупити експлуатаційні витрати. При роботі на новоутворених малонасичених розсолах експлуатація випарної установки буде збитковою. Враховуючи вищенаведене, передбачено кошти на ці витрати.

Комплекс робіт з рекультивації хвостосховищ, шламонакопичувача, акумулюючих ємкостей, ліквідації підземних рудників, технологічного комплексу, моніторингових спостережень, ліквідації негативних екологічних наслідків попередньої

діяльності, підтримання підприємства в період очікування та ліквідації, пов'язаних з соціальним захистом працівників, аналогічні відповідним роботам варіанта 1.

ВАРІАНТ 3. ЗАПОВНЕННЯ ДОМБРОВСЬКОГО КАР'ЄРУ ТЕХНОГЕННИМИ ВІДХОДАМИ ДП «КАЛІЙНИЙ ЗАВОД»

З метою попередження будь-якого впливу на природне середовище хвостосховищ, акумулюючих ємкостей та зовнішніх відвалів солевміщуючих порід розглянуто варіант переміщення порід даних об'єктів в кар'єрну виїмку.

Роботи розпочинаються з будівництва випарної установки та випарювання розсолів. Об'єм розсолів, що поступить на випарну установку, становить 35,6 млн м³.

Враховуючи, що випаровування 6,0 млн м³ розсолів буде рентабельним, кошторисом передбачені витрати лише на випаровування 29,6 млн м³ новоутворених розсолів.

На звільнених площах з під акумулюючих ємкостей, хвостосховищ, зовнішніх відвалів і на відновленій території кар'єру з метою зменшення та попередження засолення передбачено провести гірничотехнічну рекультивацію в об'ємі 3,0 млн м³. Рекультивація території хвостосховищ № 2 і № 3 в об'ємі 1,0 млн м³ виконується за рахунок суглинків дамб хвостосховища № 3, на решті об'єктів використовується суглинок з не порушеної площі Домбровського кар'єру.

Комплекс робіт з ліквідації підземних рудників, технологічного комплексу, моніторингових спостережень, ліквідації негативних екологічних наслідків попередньої діяльності, підтри-

мання підприємства в період очікування та ліквідації, пов'язаних з соціальним захистом працівників аналогічних відповідним роботам варіантів 1, 2.

Варіант 4. Залучення інвесторів для відновлення розробки Домбровського кар'єру

В 2013 р. відбулась зустріч директора з розвитку у країнах СНД італійської компанії «VOMM» Рікардо Переса Джіла з головою Калуської райдержадміністрації Василем Петрівом та представниками Івано-Франківської обласної адміністрації.

Італійські інвестори виявили бажання вирішити екологічну проблему Калуського гірничопромислового кар'єру:

- запобігти потрапляння води в кар'єр;
- осушення кар'єру;
- відновлення переробки розсолів і одержання технічної та калійної солі;
- створення штучного озера з туристичним і лікувальним потенціалом.

Для початку робіт інвестори просять допомоги з підведенням комунікаційних мереж та підготовкою виробничих приміщень.

Тому для початку і прискорення робіт та пошуку нових інвесторів повинне бути сприяння Кабінету міністрів України та Верховної ради України.

Висновки

Аналіз системи розробки Домбровського родовища показав, що було одержано надзвичайно багато цінного досвіду і одночасно зроблено досить значні прорахунки. Найголовніший позитивний досвід – це те, що розробка покладів калійних

солей відкритим способом є можливою і при раціональній організації процесу може бути надзвичайно ефективною. Очевидно, що соленосні відклади у вологому середовищі розчиняються, тому основне завдання – максимально можливе перехоплення і відведення прісної води з поверхні кар'єру за його межі. Друге важливе завдання - недопущення інтенсивного притоку до видобувної ділянки ґрунтових вод і гравійно-галькового горизонту. Третє завдання – вчасне перешкоджання інтенсивному розвитку карстових процесів. Цілком уникнути цих явищ неможливо, проте при незначному надходженні вод ці процеси не мають критичного значення, що дозволяє успішно здійснювати експлуатацію покладів.

Парагенезис полімінеральних солей є надзвичайно розчинною субстанцією. Концентрація розчину може перевищувати 400 г/л. По-друге, вміщуючою породою для калійного пласта є глиниста кам'яна сіль та соленосна брекчія, основним компонентом яких є галіт. Розчинність галіту в 1 л дистильованої води при 10°C становить 357,2 г/л.

Звичайно, при повному затопленні кар'єру в товщі розчинів відбуватиметься стратифікація за густиною, і концентрація солей у верхньому шарі буде далекою від насичення, однак, без сумніву, вода не буде прісною. В умовах, коли прилегла до кар'єру територія протягом тривалого часу зазнає засолонення, додаткове надходження вод, навіть із мінералізацією в 1 г/л, є неприпустимим. Тому очевидно, що створювати таке потужне джерело постачання засолонених вод у довкілля неможливо. Крім власного засолонення водонос-

ного горизонту і непридатності його для водопостачання, підвищення мінералізації ґрунтових вод призводить ще й до таких негативних явищ, як посилення корозії металевих та бетонних конструкцій. Вочевидь, що активізація корозійних процесів несе значні збитки, тим більше коли в зону впливу агресивних розчинів потрапляють магістральні газопроводи та кабелі зв'язку. За даними досліджень, агресивними до бетону є ті води, у яких концентрація іону SO_4^{2-} перевищує 0,800 г/л. В зоні впливу досліджуваних об'єктів концентрація даного іону уже дуже часто є значно вищою.

На сьогодні кар'єр, будучи у найбільшій депресії, збирає високомінералізовані розчини, що витікають із інших об'єктів (хвостосховища № 1, відвалів № 1 та № 4, акумулюючих ємностей). Після його затоплення і часткового відновлення режиму природного стоку ці мінералізовані розчини рухатимуться в напрямі місцевих природних дренажів та регіонального нахилу підосви водоносного горизонту, тобто в бік русла річки Лімниця, вздовж русла р. Сівки та в напрямі міста Калуш.

Ще один дуже важливий фактор, якому поки що не надавали потрібної уваги, це те, що у різні місця Домбровського кар'єру (переважно у південну частину) упродовж тривалого часу завезено великі кількості відходів хімічних виробництв. Серед них була значна кількість високотоксичних і канцерогенних.

У певний період експлуатації Домбровського кар'єру тут здійснювалося організоване складування поліетиленполіамінів. Відомо, що подібні речовини навіть у мізерних

кількостях надзвичайно згубно впливають на живі організми, у тому числі на здоров'я людей. Про те, що такий шкідливий вплив відбувається, свідчить медична статистика по Калуському промислового вузлу. При проведенні робіт із вивчення впливу промислових підприємств Прикарпаття на навколишнє середовище зверталась увага на неприпустимість складування подібних відходів на денній поверхні, пропонувалися шляхи вирішення цієї проблеми. Зокрема було запропоновано для захоронення особливо небезпечних відходів хімічних виробництв виділити ділянки серед площі залягання соленосних формацій із сприятливим з точки зору надійності збереження за тектонічними, літологічними і гідрогеологічними умовами. Приклади такого надійного захоронення небезпечних відходів як у спеціально побудованих в солях сховищах, так і з використанням відпрацьованих підземних порожнин, відомі із світового досвіду. Однак висловлені свого часу рекомендації не були реалізовані. Необхідно наголосити, що протягом тривалого часу діяльності хімічних виробництв спочатку в/о «Хлорвініл», пізніше ВАТ «Оріана» не мали могильників для захоронення шкідливих відходів.

Отже, з огляду на те, що Україна щороку витрачає 250 мільйонів доларів на закупівлю калійних добрив, вони гіршої якості, бо містять небезпечний хлор. Україна сповна забезпечена сировиною, яка дає змогу отримувати їхні сульфатні (безхлорні) форми.

Стратегічні перспективи Передкарпаття пов'язані саме з відродженням калійного виробництва.

Найефективніший засіб розв'язання екологічних проблем Калуша і Прикарпаття – це обов'язкове започаткування переробки розсолів Домбровського кар'єру, що збереже і ро-

довище, і значні бюджетні кошти, що спрямовуються сьогодні на охорону довкілля. Це дасть країні цінні калійні добрива.

Література

1. «Класифікація запасів і ресурсів корисних копалин державного фонду надр», затверджена Постановою КМУ № 432 від 05.05.1997.
2. Квальвассер И.А. Подсчет запасов калийных солей участка Сивка Калушская Калуш-Голынского месторождения. Калуш, 1955 г.
3. Міщенко О.П. Звіт про геологічне вивчення надр. Аналіз співставлення даних розвідки та розробки Калуського родовища калійних солей Івано-Франківської обл. Львів, 2006 р.
4. Рудько Г.І. Отчет по региональному стационарному изучению современных экзогенных процессов на территории Ивано-Франковской, Черновицкой, Тернопольской и Львовской областей Украины за 1991 – 93 гг.
5. Рудько Г.І., Шкіца Л.Є. Екологічна безпека та раціональне природокористування в межах гірничопромислових і нафтогазових комплексів (наукові і методологічні основи). Івано-Франківськ, 2001 р.
6. Рудько Г.І. Техногенно-екологічна безпека геологічного середовища (наукові і методологічні основи). Львів, 2001 р.
7. Телегин В.П. Пересчет запасов калийных солей Калуш-Голынского месторождения на 1.01.1979 г. для обоснования кондиций. Киев, 1979 г.

УДК 631.95:628.516:615.849

КОНЦЕПТУАЛЬНІ ПІДХОДИ ДО НАПРЯМІВ МОЖЛИВОГО ВИКОРИСТАННЯ У АГРОВИРОБНИЦТВІ ВІДЧУЖЕНИХ РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ЗЕМЕЛЬ

Бондар О.І., Дутов О.І.

Державна екологічна академія післядипломної освіти і управління,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ
dei2005@ukr.net

На підставі узагальнення результатів багаторічних досліджень визначено радіаційно-екологічні підходи до напрямів можливого використання у агро виробництві відчужених радіоактивно забруднених земель у віддалений період розвитку радіологічної ситуації. Показано, що одним з найраціональніших напрямів аграрної діяльності в цих умовах є виробництво сільськогосподарської сировини для поглибленої переробки і насінництво сільськогосподарських культур, зокрема, багаторічних злакових трав. *Ключові слова:* зони радіоактивного забруднення, питома активність радіонуклідів у сільськогосподарській продукції, ^{137}Cs , нормативи вмісту радіонуклідів, радіаційно-екологічна критичність сільськогосподарської продукції.

Концептуальные подходы к возможным направлениям использования в агропроизводстве отчужденных радиоактивно загрязненных земель. Бондарь А.И., Дутов А.И. На основании обобщения результатов многолетних исследований определены радиационно-экологические подходы к направлениям возможного использования в агропроизводстве отчужденных радиоактивно загрязненных земель в отдаленный период развития радиологической ситуации. Показано, что одним из наиболее рациональных направлений аграрной деятельности в этих условиях является производство сельскохозяйственного сырья для углубленной переработки и семеноводство сельскохозяйственных культур, в частности, многолетних злаковых трав. *Ключевые слова:* зоны радиоактивного загрязнения, удельная активность радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, ^{137}Cs , нормативы содержания радионуклидов, радиационно-экологическая критичность сельскохозяйственной продукции.

Conceptual approaches to the possible directions of use in agro-estranged radioactively contaminated land. Bondar O., Dutoy O. On the basis of summarizing the results of many years of research identified radiation-ecological approaches to areas of possible use in agro-estranged radioactively contaminated land in the remote period of the radiological situation. It is shown that one of the most efficient areas of agricultural activity in these conditions is the production of agricultural raw materials for in-depth processing and seed crops, such as perennial grasses. *Keywords:* radioactive contamination zone, the specific activity of radionuclides in agricultural products, ^{137}Cs , values for the content of radionuclides, radiation and ecological criticality of agricultural products.

Аварія на Чорнобильській АЕС є найбільшою в історії людства радіаційною катастрофою, яка найбільшою мірою вплинула на сільське населення і сільськогосподарське виробництво Бі-

лорусі, Росії та України. Понад 150 тис. км² території трьох країн було віднесено до різних зон радіоактивного забруднення [1]. Лише в Україні з найбільш забруднених територій (4,2 тис. км²)

було відселено населення та припинено або значно обмежено традиційну сільськогосподарську діяльність. Згідно з нормативними правовими актами в Україні у 1986 – 1991 роках були виведені з використання 158 300 га сільськогосподарських угідь, 101 300 га з яких знаходяться за межами зони відчуження (30-кілометрової зони) і відносяться до зони безумовного (обов'язкового) відселення (2-га зона) [1, 2]. Також слід зауважити, що частина земель була виведена з господарського використання не за радіологічними показниками, а зважаючи на сформовані на той час соціально-економічні умови. Так, у зоні безумовного (обов'язкового) відселення (2-га зона) перевищення щільності забруднення ^{137}Cs вище 555 кБк/м^2 станом на 2006 рік спостерігалося тільки на 20% території [2]. З деяких населених пунктів цієї зони, всупереч чинному законодавству, населення так і не було відселено. На сьогодні на території зони безумовного (обов'язкового) відселення Поліського району Київської області проживає близько 6 тис. осіб, на території зони відчуження мешкають понад 300 осіб (так звані «самопоселенці»). Фактично мешканці цих територій мають невизначений правовий статус і фактично знаходяться поза законом. Соціально-економічний стан цієї групи населення характеризується як глибоко депресивний. Тому сьогодні саме ці землі конче потребують зміни правового статусу, реабілітації і повернення у господарське використання [3].

Матеріали та методи досліджень

Для визначення концептуальних підходів до напрямів можливого ви-

користання у агровиробництві відчужених радіоактивно забруднених земель з метою відродження сільськогосподарської діяльності використовували результати досліджень з радіоекологічного моніторингу і контролю вмісту радіонуклідів у сільськогосподарській продукції в найбільш постраждалих регіонах України (Волинська, Житомирська, Рівненська, Київська і Чернігівська області). Відбір зразків та їх підготовка до аналізу здійснювалася за загальноприйнятими методиками з урахуванням специфіки науково-дослідних робіт в галузі сільськогосподарської радіології [4].

Для оцінки накопичення радіонуклідів у врожаї за різної щільності забруднення ґрунту використовували коефіцієнт переходу (КП) радіоактивного цезію із ґрунту в рослини – вміст радіонукліду в рослині за щільності забруднення ґрунту, що дорівнює одиниці (Бк/кг повітряно-сухої маси рослин) / (кБк/м^2 ґрунту).

Результати та їх обговорення

Однією з особливостей і обов'язковою умовою визначення підходів до напрямів можливого використання у агровиробництві відчужених радіоактивно забруднених земель, відродження сільськогосподарської діяльності на цих територіях є радіаційно-екологічна критичність товарної сільськогосподарської продукції. Вона гарантовано має не перевищувати граничні показники гігієнічного нормативу ГН 6.6.1.1-130-2006. З огляду на це, напрями можливої виробничо-господарської діяльності у виробництві сільськогосподарської

продукції, що використовується безпосередньо на харчові потреби, і виробництво сільськогосподарської продукції для інших цілей.

Виробництво в умовах радіоактивного забруднення харчових продуктів для безпосереднього споживання населенням є найбільш критичним. Саме в них чинними гігієнічними нормативами країн, які найбільше постраждали

внаслідок Чорнобильської катастрофи, регламентується вміст радіонуклідів. За даними моніторингових досліджень і масового контролю вмісту ^{137}Cs в продуктах харчування, представлених на рис. 1, видно, що найбільш критичним в радіаційному відношенні сільськогосподарським продуктом залишається молоко.



Рис. 1. Структура продукції, що перевищує допустимі рівні вмісту радіонуклідів у продуктах харчування (ДР-2006)

Більше половини всієї продукції, вміст радіонуклідів в якій перевищує чинні гігієнічні нормативи сьогодні представлено саме цим продуктом. Особливо критичною групою населення тут є діти в раціоні яких цей продукт посідає далеко не останнє місце. Таким чином, розвиток молочної галузі на критичних в радіаційному відношенні територіях є недоцільним. Для організації випасів молочної стада особистих підсобних господарств населення необхідно використовувати ґрунти з високим рівнем родючості і мінімальною щільністю забруднення. Підвищення радіаційна критичність ґрунтів може бути значно компенсована шляхом застосування добрив і меліорантів, посівом кормових культур з відносно невисокою потенційною здатністю накопичувати радіонукліди, розповсюдження комбікормів і преміксів з радіопротекторними властивостями тощо.

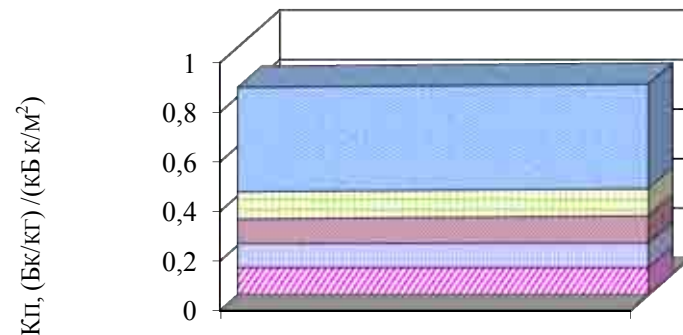
Разом з тим, слід зауважити, що

одним з раціональних напрямів відродження тваринницької галузі на критичних в радіаційному відношенні територіях є розвиток м'ясного скотарства. Допустимих рівнів радіологічного забруднення кормів в Україні не існує. Для гарантованого отримання безпечної в радіаційному відношенні яловичини особливу роль має відігравати заключна стадія відгодівлі худоби гарантовано чистими кормами. З метою раціонального використання фуражу слід практикувати окреме складування «чистих» кормів для їх використання на заключних етапах відгодівлі. Це дозволяє у 5 – 8 разів зменшити рівень ^{137}Cs в м'язах тварин за рахунок його виведення з організму.

Отже, концептуальні підходи до відродження тваринництва на відчужених радіоактивно забруднених землях базуються на раціональному використанні кормової бази в залежності від питомої активності його компонентів. Найкритичнішими тут є природні пасовища, що розташовані на органогенних ґрунтах. Саме тут спостерігаються аномально високі коефіцієнти переходу ^{137}Cs з ґрунту в рослини.

Продукція рослинництва, яка безпосередньо використовується в харчовому раціоні населення, представлена, в основному, городиною. Більшість випадків перевищення вмісту радіонуклідів в ній трапляється в умовах най-

критичніших в радіаційному відношенні органогенних ґрунтів зони Полісся. Незважаючи на те, що ця зона не є типовою для розвитку овочівництва, обсяг городини місцевого виробництва, її внесок у структуру споживання населення забруднених регіонів зростає, що дає підстави також відносити її до основної дозоутворюючої продукції. Тому радіаційно-екологічні аспекти відродження овочівництва на радіоактивно забруднених територіях мають враховувати потенційну здатність овочевих культур накопичувати ^{137}Cs товарною частиною рослин. За даними, представленими на рисунку 2, їх можна розділити на п'ять умовних груп.



■ Чабер, крес-салат, гірчиця салатна

■ Капуста брюссельська, буряки столові, щавель

■ Редис, капуста рання, капуста кольрабі, фенхель, кріп, цибуля духмяна, салат, буряки столові

■ Огірки, фізаліс, шпинат, морква, редис, петрушка, кінза, капуста, перець гіркий, пастернак, топінамбур

Рис. 2. Групи овочевих культур за потенційною здатністю до накопичення ^{137}Cs товарною частиною

У першу групу увійшли овочеві культури з мінімальною здатністю до накопичення радіонукліду. При цьому за однакових умов вирощування

найменший вміст ^{137}Cs буде в плодах баклажанів.

До другої групи овочів – групи з потенційно невисокою здатністю накопичувати ^{137}Cs в товарній частині,

увійшли такі культури як огірки, фізаліс, шпинат, морква, редис, петрушка, кінза, капуста, перець гіркий, пастернак, топінамбур. При відродженні овочівництва на відчужених радіоактивно забруднених землях, перевагу слід надавати вирощуванню саме цих груп овочевих культур.

До третьої групи овочевих культур – групи з середньою потенційною здатністю накопичувати ^{137}Cs в товарній частині, віднесені такі культури як редис, капуста рання, капуста кольрабі, фенхель, кріп, цибуля духмяна, салат, буряки столові. Ці культури потребують набагато більшої уваги до умов вирощування (розміщення на полях з невисокою щільністю забруднення, розроблення і впровадження спеціальних протирадіаційних заходів та ін..)

Овочеві культури, які увійшли до четвертої групи, – групи з підвищеною здатністю до накопичення радіонуклідів та п'ятої – групи з відносно високою потенційною здатністю накопичувати радіонукліди є най-

більш критичними, а відтак їх використання у агровиробництві при можливому відродженні овочівництва на відчужених радіоактивно забруднених землях є недоцільним.

Привертає увагу той факт, що деякі овочеві культури (цибуля, капуста, буряки столові тощо) можуть бути віднесені до різних груп за здатністю накопичувати радіонукліди. Це свідчить про відмінності в накопиченні радіонуклідів різними сортами культури в межах одного виду рослин.

Разом з тим, за даними узагальнених чисельних експериментальних матеріалів, представлених в таблиці 1, видно, що навіть застосовуючи традиційні способи перероблення овочів і картоплі, можна досягти значного зменшення вмісту радіонуклідів у кінцевому продукті харчування. Приміром, традиційне перероблення овочів (квашення і варіння капусти, маринування томатів тощо) може істотно зменшити критичність радіоактивно забруднених земель сільськогосподарського призначення.

Таблиця 1. Максимальна щільність забруднення дерново-підзолистого ґрунту для вирощування сировини для перероблення, що забезпечить відповідність продукції переробки за вмістом ^{137}Cs чинним гігієнічним нормативам

Сільськогосподарська сировина	Спосіб перероблення (оброблення)	Максимальна щільність забруднення ґрунту для виробництва			
		Овочів для вживання в їжу (без перероблення)		Сировини для перероблення	
		кБк/м ²	Ки/км ²	кБк/м ²	Ки/км ²
Капуста	Варіння	267 – 400	7 – 11	1333 – 2000	36 – 54
	Квашення	267 – 400	7 – 11	347 – 560	9 – 15
Томати	Маринування	800 – 4000	22 – 108	880 – 5200	24 – 141
Картопля	Картопляне пюре	333	9	433 – 467	12 – 13
	На крохмаль	333	9	1998 – 2664	54 – 72
	На етанол	333	9	16650 – 33300	450 – 900
Ріпак (зерно)	На біодизель	Вся територія, на якій згідно з чинним законодавством дозволяється ведення АПВ			

Але найперспективнішим радіаційно-екологічним напрямком відродження сільськогосподарської діяльності в таких умовах є виробництво сировини для подальшого поглибленого перероблення. Так, крохмаль і етанол відповідатиме чинним гігієнічним нормативам вмісту радіонуклідів навіть при вирощуванні картоплі в якості сировини для їх виробництва на всій території де, згідно з (чинним) законодавством, дозволяється ведення агропромислового виробництва. Без обмежень можна вирощувати і ріпак для перероблення на біодизель. З одного боку – це зумовлено мінімальним переходом ^{137}Cs з сировини у біопаливо, з іншого – відсутністю для нього допустимих рівнів вмісту радіонуклідів.

Перспективним напрямком можливого відродження сільськогосподарської діяльності на відчужених радіоактивно забруднених землях є і організація насінництва. Вміст радіонуклідів в насінні сільськогосподарських культур не регламентується чинними гігієнічними нормативами України. Але в цьому випадку слід звертати увагу на інтенсивність потоків радіонуклідів з товарною продукцією (насінням), яка відчувається з урожаєм.

Аналіз даних (рис. 3) свідчить, що максимальний винос ^{137}Cs спостерігався з бульбами картоплі (34% від загального потоку радіонуклідів з урожаєм сільськогосподарських культур, насінництво яких характерне для зони Полісся) і насінням люпину жовтого (24% відповідно).

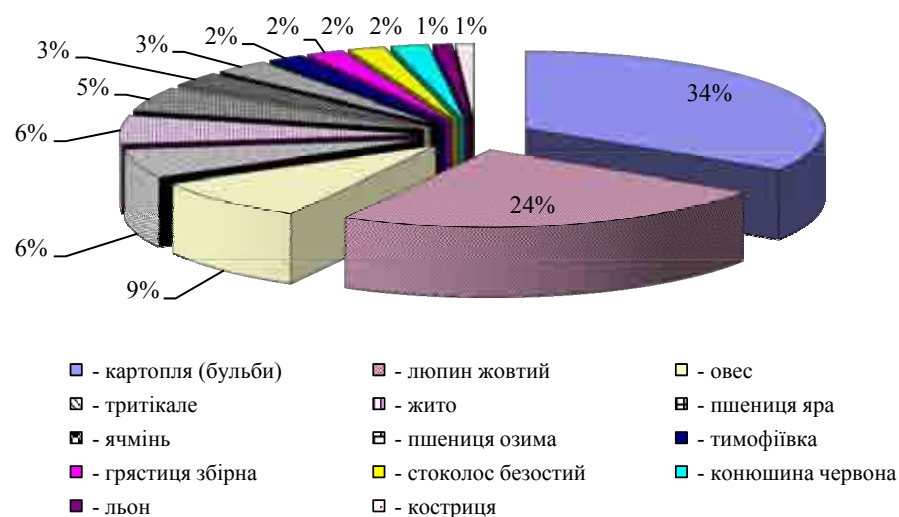


Рис. 3. Структура потоків ^{137}Cs із насінням сільськогосподарських культур, виробленим на радіоактивно забруднених ґрунтах, %

Саме ці культури формують понад 58% загального потоку ^{137}Cs . Загальний внесок у структуру форму-

вання потоків радіоактивного цезію інших 12 культур, насінництво яких є найпоширенішим у зоні Полісся,

становить 42%. Мінімальний винос радіонукліда з одиниці площі характерний для насіння льону, багаторічних трав, пшениці озимої і ячменю ярого і загалом не перевищує 17%. Отже, в умовах радіоактивного забруднення території, пріоритетним є організація насінництва, власне, цих культур.

У раціональній організації насінництва при можливому використанні у агровиробництві відчужених радіоактивно забруднених земель також заслуговують на увагу питання занесення радіонуклідів з посівним мате-

ріалом. Аналіз експериментальних даних (рис. 4) засвідчує те, що максимальне привнесення ^{137}Cs також відбувалося саме з насінням картоплі і люпину жовтого. Це зумовлено як високою нормою посадки бульб картоплі, що на Поліссі в середньому становить 4 т/га, так і високою потенційною здатністю люпину жовтого до накопичення радіонукліда. За однакової щільності забруднення ґрунту вміст радіоцезію в його насінні майже в 11 разів вищий, ніж у картоплі.

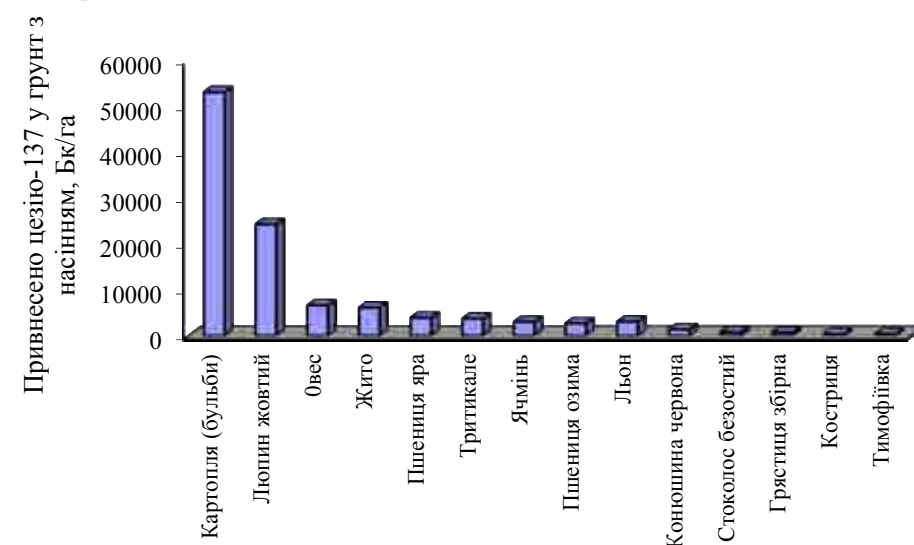


Рис. 5 Привнесення ^{137}Cs із насінням сільськогосподарських культур

Найменша кількість радіоактивного цезію потрапляє в ґрунт з насінням багаторічних трав. Так, уміст забруднювача в ваговій нормі висіву злакових трав був в межах від 311 (тимофійка) до 760 (стоколос безостий) Бк/га. На час посіву конюшини червоної внесено 1358 Бк/га, що майже в 40 разів менше, ніж за са-

діння бульб картоплі, вирощених в аналогічних умовах.

Висновки

Концептуальні підходи до напрямів можливого використання у агровиробництві відчужених радіоактивно забруднених земель, відродження сільськогосподарської діяльності по-

лягають у гарантованому забезпеченні виробництва радіоекологічно безпечної сільськогосподарської продукції і спрямовуються на зменшення індивідуальної і колективної доз опромінення населення.

Найраціональнішим напрямом можливої господарської діяльності у

віддалений період розвитку радіологічної ситуації є виробництво сільськогосподарської сировини для поглибленої переробки і насінництво сільськогосподарських культур, зокрема, багаторічних злакових трав.

Література

1. IAEA International Atomic Energy Agency. Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: twenty years of experience. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Environment" (EGE). Vienna, IAEA 2006; 166 pp.
2. Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення, за ред. В.І.Холоші, Вета, Київ, 2008, 54с.
3. Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Полищук С.В. Проблемы сельскохозяйственной радиологии в Украине на современном этапе //Агроэкологический журнал. – 2005. -№3, С.31-41.
4. Методичний посібник з організації проведення науково-дослідних робіт в галузі сільськогосподарської радіології. – Київ, 1992. – 136 с.

УДК 504:620.9:656:002

ОБЛІК ПРОГРАМНИХ СКЛАДОВИХ ЕКОЛОГІЧНИХ, ЕНЕРГО- ТА РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧИХ ТЕХНОЛОГІЙ В СИСТЕМІ КОМЕРЦІАЛІЗАЦІЇ ТЕХНОЛОГІЙ

Покшевніцька Т.В.

Національний транспортний університет,
вул. Суворова 1, 01010, м. Київ, Україна.
officenttn@gmail.com

Висвітлено питання щодо екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій для розвитку дорожньо-транспортного комплексу України, досліджено етап бухгалтерського обліку комп'ютерних програм у бюджетних установах як складових технологій. *Ключові слова:* трансфер технологій, складові екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій, комп'ютерні програми, нематеріальні активи, бухгалтерський облік.

Учет программных составляющих экологических, энерго- и ресурсосберегающих технологий в системе коммерциализации технологий. Покшевніцкая Т.В. Освещены вопросы экологических, энерго- и ресурсосберегающих технологий для развития дорожно-транспортного комплекса Украины, исследовано состояние бухгалтерского учета компьютерных программ в бюджетных учреждениях, как составляющих технологий. *Ключевые слова:* трансфер технологий, составляющие экологических, энерго- и ресурсосберегающих технологий, компьютерные программы, нематериальные активы, бухгалтерский учет.

Accounting software components environmental, energy- and resources saving technologies in the system of technology commercialization. Pokshevnitskaya T. In the article highlights the issues of environmental, energy- and resources saving technologies for the development of road and transport complex of Ukraine, the study of accounting computer software in budgetary institutions, as part of the technology. *Keywords:* technology transfer, components environmental, energy- and resources saving technologies, software, accounting.

Вступ

Динаміка розвитку дорожньо-транспортного комплексу України неможлива без застосування енерго- та ресурсозберігаючих технологій, які дають суттєвий екологічний ефект. Виникає необхідність створення системи для збору інформації про завершені науково-дослідної роботи та технології, що спрямовані на вирішення енерго- та ресурсозберігаючих проблем для автотранспортної галузі України.

Створена система сприятиме трансферу нових технологій та подальшому зміцненню позицій в галузі досліджень, розробки та розгортання перспективних екологічних та енергетичних рішень для транспортного сектора. Виникає необхідність активної співпраці з вітчизняними та міжнародними дослідними організаціями для обміну технологічною інформацією та досвідом. Екологічний моніторинг як складова інформаційної системи ґрунтується на одержанні первинної інфо-

рмації, що характеризує стан і динаміку об'єктів управління та навколишнього середовища, у якому функціонує система. Одним із головних показників ефективності управління є своєчасна та адекватна реакція суб'єкта управління на зміни в навколишньому середовищі. Це можливо лише за наявності достатньо ефективної системи оперативного спостереження й отримання необхідної первинної інформації для прийняття управлінських рішень. Під моніторингом розуміють спостереження за станом об'єкта управління, відображення динаміки змін, що відбуваються в ньому, та прогноз розвитку ситуації. З позиції екології моніторинг відіграє роль своєрідного зворотного зв'язку в регуляції екологічної ситуації. Інструментарієм здійснення всього комплексу моніторингових заходів, необхідних під час прийняття управлінських рішень, і виступає інформаційна моніторингова система. У визначенні "інформаційна" відображається не лише спостереження і збирання первинної інформації, але й її попередня обробка і накопичення у відповідній базі даних для подальшого використання [10]. Новітні технології потребують використання комп'ютерних програм, що дає змогу значно підвищити якість та оперативність обробки одержаних даних, інформації, графіків, знімків тощо. Відповідно до Закону України Про державне регулювання у сфері трансферу технологій чітко визначено поняття складової технології як її з окремими елементами у вигляді наукових та науково-прикладних результатів, об'єктів права інтелектуальної власності, ноу-хау [1]. Комп'ютерні програми як складові сучасних технологій мають бути в повному обсязі відображені в

бухгалтерському обліку установи, підприємства.

Метою статті є дослідження бухгалтерського обліку комп'ютерних програм в бюджетних установах.

Питання організації та ведення бухгалтерського обліку об'єктів права інтелектуальної власності досліджували Астахова В.П., Балакірева Н.М., Моссаковський В.Б., що свідчить про вагомі наукові та практичні результати в дослідженні облікового забезпечення об'єктів права інтелектуальної власності.

Виклад основного матеріалу дослідження

Відповідно до Статті 1 Закону України «Про авторське право і суміжні права» комп'ютерні програми є набором інструкцій у вигляді слів, цифр, кодів, схем, символів чи у будь-якому іншому вигляді, виражених у формі, придатній для зчитування комп'ютером і досягнення певної мети або результату. Це поняття охоплює як операційну систему, так і прикладну програму, виражені у вихідному або об'єктному кодах [2] і є об'єктом авторського права (Стаття 433 Цивільного кодексу України) [3]. Тому операції з придбання, використання, створення комп'ютерних програм у бухгалтерському обліку слід розглядати як об'єкти права інтелектуальної власності в бюджетних установах, підприємствах для обліку нематеріальних активів. Нематеріальний актив - немонетарний актив, який не має матеріальної форми та може бути ідентифікований. (Положення (стандарту) бухгалтерського обліку 8 "Нематеріальні активи" п. 4) [4]. Нематеріальні активи для взяття на облік мають бути

закінченими і засвідченими відповідними охоронними документами (патенти або свідоцтва) у порядку, який встановлений чинним законодавством України.

Бухгалтерський облік програмного забезпечення має особливості. Деякі нематеріальні активи можуть міститися в (або на) фізичній субстанції – компакт-диск (у випадку комп'ютерного програмного забезпечення), юридична документація (у випадку ліцензії чи патенту) або плівка. Залежно від стандарту розглядається актив, що об'єднує нематеріальні і матеріальні елементи (тобто, згідно з МСБО 16 «Основні засоби» чи як нематеріальний актив згідно з П(с)БО 8 «Нематеріальні активи»)[5]. Суб'єкт господарювання застосовує судження, щоби оцінити, який елемент є суттєвішим. Наприклад, комп'ютерне програмне забезпечення для верстата, який управляється комп'ютером і не може функціонувати без конкретного програмного забезпечення, є невід'ємною частиною пов'язаного з ним апаратного забезпечення, тому його розглядають як основний засіб. Так само оцінюють операційну систему комп'ютера. Якщо програмне забезпечення не є невід'ємною частиною пов'язаного з ним апаратного забезпечення, то його розглядають як нематеріальний актив [4]. Тобто, необхідно чітко визначити які саме права передаються установі:

- авторське право на комп'ютерну програму. У такому випадку право власності може належати розробнику програми або особі, що отримала права повністю або частково на підставі авторського договору;

- право власності на матеріальний об'єкт, диск чи інший носій інформації, на якому записана програма.

Відображення інформації про комп'ютерні програми як об'єкти інтелектуальної власності в бухгалтерському обліку бюджетної установи, підприємства здійснюється згідно з Планом рахунків бухгалтерського обліку бюджетних установ та Порядку застосування Плану рахунків бухгалтерського обліку бюджетних установ, на субрахунок 121 «Авторські та суміжні з ними права» [6].

Придбані нематеріальні активи, право власності на які передано бюджетній установі, підприємству зараховуються на баланс установи за первісною вартістю (за фактичними витратами на їх придбання та виготовлення). Зміна первісної вартості нематеріальних активів допускається у випадках переоцінки та модернізації відповідних об'єктів.

Відповідно до П(с)БО 8 «Нематеріальні активи» придбані комп'ютерні програми на умовах користування, без передачі права на розпорядження і володіння ними, не враховуються у складі нематеріальних активів, а витрати, пов'язані з їх придбанням або створенням визнаються витратами того звітного періоду, протягом якого вони були здійснені без визнання таких витрат у майбутньому нематеріальним активом.

Програмне забезпечення, придбане на умовах користування без передачі прав на володіння або розпорядження користувачеві, у складі нематеріальних активів не враховується, тому доцільно вести його управлінський облік. Підтвердженням наявності програмного забезпечення, придбаного на умовах користування, можуть бути

описи, реєстри тощо, оформлені згідно з вимогами наказу керівника установи. В Україні практично відсутній як самостійний вид управлінський облік. Управлінський облік ґрунтується на принципах бухгалтерського обліку та фінансової звітності. Управлінський облік - це сукупність методів та процедур, які забезпечують підготовку і надання інформації для планування, контролю і прийняття рішень на різних рівнях управління підприємством, установою, організацією, організований внутрішній облік, який ведеться для задоволення потреб у інформації керівництва всього підприємства та його структурних підрозділів. Якщо фінансовий облік регулюється міжнародними і національними стандартами та нормативними актами, то головним критерієм організації управлінського обліку є корисність одержуваної інформації для оцінки, контролю і прийняття управлінських рішень [9].

Нематеріальні активи вважаються створеними власними силами у таких випадках:

- виключні права на результати інтелектуальної діяльності одержані у порядку виконання службових обов'язків працівників або за конкретним завданням працедавця. Причому, ці об'єкти належать працедавцю, якщо інше не передбачене трудовим договором;

- виключні права на результати інтелектуальної діяльності одержані автором на підставі угоди із замовником, який не є працедавцем. У цьому випадку виключні права належать установі-замовнику (у даному випадку мається на увазі, що автор не є працівником установи-замовника);

- патент або свідоцтво на об'єкт інтелектуальної власності (наприклад,

свідоцтво на товарний знак) видане на ім'я установи.

Якщо виготовлена науково-технічна продукція відповідає критеріям нематеріального активу, то вона оприбутковується на відповідних субрахунках з обліку, а якщо ні – то витрати на її виготовлення списуються на фактичні видатки бюджетної установи.

Нематеріальний актив можна ідентифікувати, виділити чи відокремити від інших активів і провести його інвентаризацію. Одиницею обліку нематеріальних активів є інвентарний об'єкт. Основною ознакою, за якою один інвентарний об'єкт ідентифікується від другого, є виконання ним самостійної функції. Інвентаризація необхідна для перевірки достовірності бухгалтерського обліку та звітності установи. Інвентаризацію проводять згідно Інструкції з інвентаризації матеріальних цінностей, розрахунків та інших статей балансу бюджетних установ [7].

При інвентаризації програмного забезпечення, крім загальних норм проведення інвентаризації, необхідно перевірити наявність документів, що описують сам об'єкт і стали підставою для його оприбуткування. Для відображення результатів інвентаризації нематеріальних активів (у тому числі об'єктів права інтелектуальної власності) застосовується Інвентаризаційний опис нематеріальних активів (додаток 3 до Інструкції). Інвентаризаційний опис нематеріальних активів складається на кожний окремий об'єкт нематеріальних активів чи групу однотипних за призначенням та умовами використання об'єктів нематеріальних активів, окремо по кожній особі, відповідалій за використання об'єкта

чи групи об'єктів нематеріальних активів. В інвентаризаційний опис комісія вносить дані про назву із зазначенням документації на придбання (ліцензійний договір, авторський договір, патент), характеристику, призначення, дату введення в господарський обіг, строк корисного використання, кількість і вартість програмного забезпечення.

При виявленні програмного забезпечення, яке не взято на облік і якого в облікових документах відсутні або вказані неправдиві дані, інвентаризаційна комісія повинна включити до інвентаризаційного опису відсутню або виправлену інформацію. Оцінка нематеріальних активів, що не відображені в бухгалтерському обліку установи, проводиться відповідно до дійсної відновлювальної вартості і оформлюється актами. При цьому відносно нестач і надлишків інвентаризаційна комісія повинна вимагати від осіб, відповідальних за використання та зберігання нематеріальних активів, письмові пояснення.

У разі виявлення розбіжностей між даними бухгалтерського обліку і даними інвентаризаційних описів складається Порівняльна відомість результатів інвентаризації нематеріальних активів (додаток 4 до Інструкції). Сума виявлених надлишків включається в Довідку про надходження у натуральній формі, яка повинна бути подана до органів Держказначейства не пізніше останнього робочого дня.

Для нарахування амортизації нематеріальних активів підприємство може застосовувати строки їх корисного використання, встановлені в статті 145 Податкового кодексу України. Відповідно до цієї Статті комп'ютерні програми належать до групи 5 - авторське

право та суміжні з ним права (право на літературні, художні, музичні твори, комп'ютерні програми, програми для електронно-обчислювальних машин, компіляції даних (бази даних), фонограми, відеограми, передачі (програми) організацій мовлення тощо) крім тих, витрати на придбання яких визнаються роялті із строком дії права користування встановленим відповідно до правостановлюючого документу, але не менш як 2 роки. Нарухування амортизації здійснюється протягом строку корисного використання (експлуатації) об'єкта.[8]

Ліквідаційна вартість об'єкта нематеріальних активів прирівнюється до нуля, окрім випадків існування безвідмовного зобов'язання іншої особи відносно придбання цього об'єкта наприкінці терміну його корисного використання або якщо ліквідаційна вартість може бути визначена на підставі інформації існуючого активного ринку та очікується, що такий ринок існуватиме наприкінці терміну корисного використання цього об'єкта.

Нематеріальний актив списується з балансу в разі його вибуття внаслідок безоплатної передачі або неможливості одержання установою надалі економічних вигод від його використання.

Фінансовий результат від вибуття об'єктів нематеріальних активів визначається як різниця між доходом від вибуття (за вирахуванням непрямих податків і витрат, пов'язаних з вибуттям) та їх залишковою вартістю.

Висновки

Отже, бухгалтерський облік комп'ютерних програм ведеться в розрізі об'єктів права інтелектуальної

власності. Організація ефективної діяльності будь-якого підприємства залежить від якості управління, яка багато в чому залежить від своєчасного одержання керівником достовірної інформації про стан об'єкта управління. Надання такої інформації є одним з

основних завдань бухгалтерського обліку. Важливо дотримуватись нормативно-правової бази, що, в свою чергу, надає змогу уникати помилок та максимально правильно відображати операції в бухгалтерському обліку.

Література

1. Закон України Про державне регулювання у сфері трансферу технологій від 14.09.2006 № 143 - V [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/143-16>.
2. Закон України Про авторське право і суміжні права від 23.12.1993 № 3792 - XII [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/3792-12>.
3. Цивільний кодекс України від 16.01.2003 № 435 - IV [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/435-15/page8>.
4. Наказ від 18.10.1999 № 242 Про затвердження Положення (стандарту) бухгалтерського обліку 8 "Нематеріальні активи" [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/>.
5. Міжнародний стандарт бухгалтерського обліку 16 (МСБО 16). Основні засоби IASB; Стандарт, Міжнародний документ від 01.01.2012 [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/929_014.
6. Наказ № 611 від 26.06.2013 Про затвердження деяких нормативно-правових актів з бухгалтерського обліку бюджетних установ [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z1214-13>, <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z1214-13/page2>.
7. Про затвердження Інструкції з інвентаризації матеріальних цінностей, розрахунків та інших статей балансу [...] Державне казначейство, Мінфін України; Наказ, Інструкція від 30.10.1998 № 90 [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0728-98>, <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0728-98/page2>.
8. Податковий Кодекс України від 02.12.2010 № 2755-VI [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/2755-17/page16>.
9. Атамас П.Й. А 92 Управлінський облік: 2-ге вид. Навчальний посібник — К.: Центр учбової літератури, 2009. — 440 с. ISBN 978-966-364-769-2.
10. Екологічне управління: Підручник / В. Я. Шевчук, Ю. М. Саталкін, Г. О. Білявський та ін. — К.: Либідь, 2004. — 432 с.

УДК 504:620.9:656:002

МІЖНАРОДНИЙ ДОСВІД СТВОРЕННЯ ЦЕНТРІВ ТРАНСФЕРУ ЕКОЛОГІЧНИХ, ЕНЕРГО- ТА РЕСУРСОЗБЕРІГАЮЧИХ ТЕХНОЛОГІЙ

Дятчик Д.І.

Національний транспортний університет,
вул. Суворова 1, 01010, м. Київ, Україна.
danildyatchik@gmail.com

Проаналізовано досвід створення та функціонування центрів трансферу екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій на базі університетів США з метою прийняття позитивного досвіду щодо впровадження технологій в Україні. *Ключові слова:* центр трансферу екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій, трансфер технологій, інновації, комерціалізація, результат науково – технічної діяльності.

Международный опыт создания центров трансфера экологических, энерго- и ресурсосберегающих технологий. Дятчик Д.И. Проанализован опыт создания и функционирования центров трансфера экологических, энерго- и ресурсосберегающих технологий на базе университетов США с целью принятия положительного опыта внедрения технологий в Украине. *Ключевые слова:* центр трансфера экологических, энерго- и ресурсосберегающих технологий, трансфер технологий, инновации, коммерциализация, результат научно - технической деятельности.

International experience of establishing technology transfer centers of environmental, energy and resource saving technologies. Diatchyk D. With the aim of adopting in Ukraine of the positive experience of technology transfer the experience of establishing and functioning the technology transfer centers of environmental, energy and resource saving technologies on the bases of US universities is analyzed in this article. *Key words:* technology transfer centers of environmental, energy and resource saving technologies, technology transfer, innovation, commercialization, research & development results.

Забезпечення економічного відновлення є основним завданням, поставленим на державному рівні [1]. Сьогодення вимагає кардинальної реструктуризації економіки в напрямі інноваційної моделі розвитку. Це неможливо без поглиблення інноваційних процесів у всіх сферах розвитку країни – екологічній, енерго- та ресурсозберігаючій напрямки. Економічна, політична та екологічна безпека будь-якої країни залежить від рівня конкурентоспроможності її

економіки на світовому ринку. Більшість підприємств практично вичерпали резерви для нарощування випуску продукції. Ці підприємства використовують застарілі технології, які не відповідають сучасним нормам екологічної безпеки. Одночасно досвід провідних підприємств різних галузей економіки засвідчує, що забезпечення приросту обсягів виробництва залежить від вчасного перепрофілювання на випуск принципово нових видів продукції. Сьогодні не треба проводи-

ти якихось складних наукових досліджень, щоб побачити, що серед факторів забезпечення конкурентних переваг з кожним роком все більш вагомого значення набуває інноваційне лідерство як результат випереджаючого застосування у виробництві результатів наукової та науково-технічної діяльності. З цих причин трансфер екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій на вітчизняних підприємствах набуває особливої актуальності. Саме трансфер інноваційних технологій дозволить прискорити технологічний розвиток підприємств та відновити їх потужності, що підвищить конкурентоспроможність вітчизняних продуктів та зменшить їх ціни. Впровадження та комерціалізація конкурентоспроможних передових технологій, ефективний технологічний обмін розширять можливості високотехнологічного експорту та імпорту, сприятиме налагодженню техніко-економічного співробітництва між Україною та зарубіжними державами. Успішний процес інтеграції України в світове економічне співтовариство неможливий без координації зусиль з випуску якісної та екологічної продукції, що зумовлює необхідність вивчення зарубіжного досвіду, зокрема щодо створення центрів трансферу екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій.

Проблеми забезпечення ефективного трансферу технологій як невід'ємної складової інноваційної діяльності знайшли своє відображення у працях багатьох вітчизняних та іноземних науковців, – О. Андросова, П. Іжевський, О. Пічкур, В. Соловйов, Л. Федулова, Н. Чумаченко, Н. Чухрай, Д. Бенкега, М. Богуславський, С. Валдайцева, М. Кондо,

К. Маскус, Б. Санто, Д. Тііс, Н. Фонштейн, Д. Форд, І. Френкель. Незважаючи на значний внесок цих науковців у розробку цієї тематики, існують проблеми, які потребують подальших досліджень для досягнення практичного результату.

Мета досліджень – вивчення та аналіз створення центрів трансферу екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій для використання позитивного іноземного досвіду і впровадження перспективних технологій в Україні.

Нещодавно в Сполучених Штатах Америки точилися дискусії щодо перетворення винаходів у гроші. На сьогодні американські університети виступають економічними новаторами з виконання наукових досліджень, створення нових галузей промисловості, що сприяє економічному зростанню і підвищенню конкурентоспроможності США на світовому ринку. Це стало результатом – створення на базі вищих навчальних закладів наукових центрів та всебічної їх підтримки на державному рівні для постійного реального «мосту» між університетською наукою і промисловістю [2].

Однією з найбільш значущих спроб вибудувати трансферний «міст» між університетами та бізнесом стало прийняття в 1980 році так званого Акта про патенти і торгові марки (Patent and Trademark Law Amendments Act), відомого як Акт Бея-Доула (Bayh-Dole Act, BDA-1980). Акт Бея-Доула передав федеральні права на патенти і відкриття університетам, залишивши останнім вирішувати на свій розсуд, чи залишати ці права виключно за університетом в цілому, чи передавати індивідуальним дослідникам або ж розділяти їх у будь-якій пропорції між університетським центром і

дослідниками. В доповнення до Акту Бея-Доула в 1984 році був прийнятий Акт про національні кооперативні дослідження (National Cooperative Research Act, NCRA-1984). Це призвело до утворення, принаймні, кількох со-тень спільних, у тому числі і за участю університетів, консорціумів, що займаються дослідженнями і розробками. Згодом він був удосконалений і трансформований в Акт про національні кооперативні дослідження і продукції (The National Cooperative Research and Production Act of 1993, NCRPA-1993), який уточнив застосування правила розумного підходу до антитрастового аналізу діяльності спільних підприємств [9, 10]. Правило розумного підходу передбачає, що антитрастове законодавство має застосовуватися тільки до тих фірм і договорів, які надмірно обмежують торгівлю, а розмір фірми і ступінь її монопольної влади самі по собі не являються предметами обмеження. Наступним, важливим кроком у розвитку системи трансферу технологій стало прийняття в 1986 р Акту про трансфер федеральних технологій (Federal Technology Transfer Act, FTTA) [11], який стосувався переважно національних лабораторій (НЛ). Цей документ відкривав шлях до проведення масових спільних («кооперативних») досліджень і розробок між НЛ, з одного боку, і приватними фірмами, університетами та некомерційними організаціями, з іншого. За цим законом університетам дозволялося зберігати за собою право власності на винаходи, одержані в результаті досліджень по «кооперативних» договорах з федеральними лабораторіями. Проте саме Акт Бея-Доула розкривав всі можливості та переваги для університетів. На час прийняття Акту

близько 70% університетських досліджень фінансувалися урядом, широко була розповсюджена думка, що фінансування науки – це безглузде спалювання коштів, а в умовах погано працюючого трансферу технологій затрачені на науку кошти сприймаються в цілому як непоправні (хоча і неминучі) втрати. Акт надає університетам значну свободу дій у формуванні своїх власних трансферних програм: кожен університет одержав право формулювати їх на свій смак відповідно до своїх інтересів, потенціалу і унікальних обставин [3].

Отже, розроблені індивідуальними вузами норми регулювання трансферу наукових знань і технологій широко розподілялися по багатьох напрямках – за обсягом ресурсів, виділених на потреби трансферної активності, за відсотком доходів членів професорсько-викладацького складу, що розробили та зареєстрували патенти, за правилами реєстрації ними стартап-компаній, а також за цілями та «способом дії» самих офісів з трансферу технологій [4, 5, 6, 7]. Статистичні дані засвідчили кардинальні зміни в дослідницьких університетах. Про це свідчить динаміка патентування, збільшення ліцензійних доходів та публікацій університетських патентів у наукових статтях. Процес значно прискорився після 1984 року [8], коли частка університетських патентів у загальній кількості всіх американських патентів зросла з менш ніж 1% в 1975 до 2,5% в 1990 [9]. У 1998 році університетами було одержано 2900 патентів, а в 2003 році – вже 3629 [10, 11]. Нарешті, в 2010 році сукупна кількість зареєстрованих вузівських (університети + коледжі) патентів збільшилася до 4500 [11]. Тобто число патентів збільшилося на 1700%, або в 18 разів порівняно з роками, переду-

ють прийняттю Акту Бей-Доула [11]. Загалом можна констатувати, що зростання сукупної кількості патентів, одержаних американськими вузами, спостерігається протягом майже всього тридцятирічного періоду з моменту прийняття Акту Бей-Доула. Щодо даних по університетських доходах від комерціалізації патентів та через відмінності в методології різних проектів такі дані не важко отримати. Проте в 2003 році університетами було одержано понад \$ 1 млрд. ліцензійного доходу [10], а в 2009 році (за даними The National Science Foundation) \$ 1,5 млрд. Протягом останніх 8-9 років зростання прибутковості сповільнилося, що, можливо, свідчить про вплив несприятливої фінансової кон'юнктури у сфері трансферу технологій [3].

Пропонуємо розглянути один із позитивних прикладів функціонування університетського підрозділу Center for Commercialization University of Washington (C4C).

University of Washington (UW) – це державний науково-дослідницький університет, який фінансується з федерального бюджету. Університет займається розробкою інновацій від альтернатив біопаливу, ефективним методом лікування хвороби Альцгеймера та раку мозку до технологій очищення питної води в країнах, що розвиваються.

Для комерціалізації результатів науково-технічної діяльності в 2005 році при UW був створений центр комерціалізації технологій C4C. З 2005 року C4C комерціалізував понад 100 проектів, виділив близько 6,5 млн. доларів у вигляді грантів для винахідників.

Таблиця 1 Результати комерціалізації від діяльності C4C за 2012 рік

Ліцензії	51
Угоди про використання програмного забезпечення	143
Інше	6
Всього:	200

Доходи UW за 2012 рік наведено у таблиці 2. Отже, в загальній структурі доходів UW майже 22% становлять доходи від діяльності C4C.

Таблиця 2 Доходи UW за 2012 рік

Вашингтонський дослідницький фонд	31 816 603 \$
UW Center for Commercialization	8 923 511 \$
Інші доходи	254 719 \$
ВСЬОГО	40 994 833 \$

Тобто, результат вражаючий: усього 200 комерціалізованих результатів науково-технічної діяльності одного C4C дає дохід близько 9 млн долл США [12].

Висновки

Огляд результатів створення центрів трансферу технологій в університетах США та аналіз результатів їх діяльності свідчать про їхню ефективну роботу та доцільність їх існування у перспективі. Наведений досвід потребує поширення з урахуванням особливостей існуючого правового поля в Україні.

На сьогодні в Україні створене законодавче підґрунтя для заснування та функціонування центрів трансферу технологій. Зокрема прийнято Закон України «Про вищу освіту». Цей нормативно - правовий акт передбачає утворення та регулює господарську

діяльність таких юридичних осіб як навчальні, навчально-наукові та навчально-науково-виробничі комплекси, наукові парки та входження до складу консорціуму [13]. Крім того, з'являється поняття «дослідницький університет». Предметом діяльності таких юридичних осіб - доведення результатів наукової і науково-технічної діяльності вищого навчального закладу до стану інноваційного продукту та його подальша комерціалізація.

Вищевикладене обґрунтовує висновки щодо необхідності прискорення

створення центрів трансферу екологічних, енерго- та ресурсозберігаючих технологій при вищих навчальних закладах України з метою підвищення ефективності управління існуючими та створеними у майбутньому результатами наукової і науково-технічної діяльності, їх комерціалізацією та утворенням принципово нової схеми взаємодії між університетською наукою і промисловістю з урахуванням потреб ринку та економіки країни в цілому.

Література

1. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 16 квітня 2014 р. № 385-р.
2. Popp Berman E. Creating the Market University: How Academic Science Became an Economic Engine. Princeton University Press, 2012. P.-265.
3. Игнатов И.И. Роль акта Бей-Доула (Bayh-Dole Act-1980) в трансфере научных знаний и технологий из американских университетов в корпоративный сектор: итоги тридцатилетнего пути [Електронний ресурс]/ Игнатов И.И.// Альманах "Наука. Инновации. Образование" – 2012 – Режим доступа: <http://iepr.ru/almanac-science-innovations-education/11000008/> - Заголовок з екрана.
4. Thursby J. G., Jensen R, Thursby M. C. Objectives, characteristics, and outcomes of university licensing: A survey of major U.S. universities // Journal of Technology Transfer. 26. 2001. P. 59-72.
5. Siegel D. S., Waldman D., Atwater L. E., Link A. N. Commercial knowledge transfers from universities to firms: improving the effectiveness of university-industry collaboration // Journal of High Technology Management Research. 14. 2003. P. 111-133.
6. Kenney M., Goe W. R The role of social embeddedness in professional entrepreneurship: A comparison of electrical engineering and computer science at UC Berkeley and Stanford // Research Policy. 33 (3). 2003. P. 691-707.
7. Debackere K., Veugelers R The role of academic technology transfer organizations in improving industry science links // Research Policy. 34 (3). 2005. P. 321-342.
8. Henderson R., Jaffe A. B., Trajtenberg M. Numbers up, quality down? Trends in university patenting, 1965-1992 presented at the CEPR conference on «University Goals, Institutional Mechanisms, and the 'Industrial Transferability' of Research». Stanford University, 1994. March 18-20.
9. Henderson R M., Jaffe A., Trajtenberg M. University versus corporate patents: A window on the basicness of invention // Economics of Innovation and New Technology 5. № 1. 1997. P. 19-50.
10. Duderstadt J. University-Industry-Government Partnerships for a 21st century global, knowledge-driven economy: An American perspective. Report for a Glion V Colloquium, Glion, Switzerland, June of 2005.
11. National Science Foundation. Science and Engineering Indicators 2012: <http://www.nsf.gov/statistics/seind12/>, Chapter 5. Academic Research and Development: <http://www.nsf.gov/statistics/seind12/pdf/c05.pdf>.
12. University of Washington. A snapshot of 2012: engagements metrics, start-up activity, discoveries, and financial results.[Електронний ресурс] – Режим доступа: <http://depts.washington.edu/uwc4c/about-c4c/fast-facts/> - Заголовок з екрана.
13. Про вищу освіту: Закон України від 01.07.2014 р. № 1556-VII // Офіційний вісник України. - 2014. - № 63. – Ст. 1728.

БИБЛІОГРАФІЯ

Гродзинський М.Д. Ландшафтна екологія: Підручник. – К.: Знання. – 2014. – 550 с.

У підручнику викладено теоретико-методологічні засади ландшафтно-екології як науки, що вивчає ландшафт з позицій “суб’єкт-об’єктних” відносин. Приділено увагу основним проблемам сучасної ландшафтно-екології: вивченню територіальної й вертикальної гетерогенності простору, масштабів прояву ландшафту, його холистичності, динамічності, стійкості, структуро формувальним відношенням між місцями ландшафту та типами його територіальних структур, ландшафтним межах, екотонам і градієнтам, класифікації та ординації ландшафту і його місць, питанням методології менеджменту та планування ландшафтів.

Підручник розрахований на студентів вищих навчальних закладів, які вивчають дисципліни “Ландшафтна екологія”, “Ландшафтознавство”, “Ландшафтне планування”. Він стане також у пригоді викладачам, науковцям, аспірантам та фахівцям проектних установ, діяльність яких пов’язана з вивченням, охороною і проектуванням ландшафтів.

Олійник Я.Б., Смирнов І.Г. Географія світового господарства (з основами економіки): Навч. посіб. – 2-ге вид. – К.: Знання. – 2014. – 637 с.

У посібнику вперше в Україні на системній основі наведено

найсу-часніші теоретичні, методичні та практичні відомості з географії світового господарства. Крім того, висвітлено сучасні ринкові механізми, економічні особливості та проблеми основних галузей світового господарства. Такі розділи, як “Основи індустріальної організації”, “Транспортно-логістичні системи світу”, “Економіка та географія інформації”, “Географія мобільного зв’язку світу”, “Соціальні товари та соціальні проблеми у світовому господарстві”, не мають аналогів у географічній та економічній літературі України. Теоретичний матеріал ілюструється численними та змістовними схемами, діаграмами, таблицями, картосхемами, підготовленими на основі новітніх статистичних даних. До кожного розділу додаються контрольні запитання і завдання, рекомендована література.

Для студентів географічних та економічних факультетів, а також студентів факультетів міжнародних відносин. Книга буде корисною аспірантам, викладачам вищих навчальних закладів, науковцям, всім, кого цікавлять проблеми географії світового господарства та світової економіки.

Лапін В.М. Безпека життєдіяльності людини: Навч. посіб. – 8-ме вид., перероб. і доп. – К.: Знання. – 2013. – 335 с.

У посібнику розглянуто проблеми техногенно-екологічної безпеки в умовах науково-технічного прогресу. Показано взаємозв’язок людини з навколишнім середовищем — природним, техногенним, соціальним. Охарактеризовано негативні чинники середовища життєдіяльності, а також їх вплив на здоров’я людини, особливості виживання людини в екстремальних ситуаціях, питання безпеки економічної діяльності. Приділено увагу правовому регулюванню безпеки життєдіяльності.

Розраховано на студентів вищих навчальних закладів.

Петров К.М. Общая экология: взаимодействие общества и природы: Учебное пособие для вузов. – Санкт-Петербург: Химиздат. – 2014. – 352 с.

В учебном пособии показана роль экологии в решении проблем взаимодействия общества и природы. Описаны этапы развития экологических идей от первобытного общества до наших дней, представлены основы учения В.И. Вернадского о биосфере, рассмотрены глобальные и региональные проблемы человечества, связанные с демографическим взрывом. Выявлены последствия антропогенного

воздействия на атмосферу и Мировой океан, указаны зональные типы экологической дестабилизации ландшафтов России, изложены предмет и методы географо-экологических исследований. Обоснована необходимость формирования экологической этики как обязательного условия устойчивого развития.

Туркот Т.І., Коновал О.А. Педагогіка та психологі вищої школи: навчальний посібник. – Херсон, 2013.

У посібнику висвітлені загальні засади педагогіки та психології вищої школи: закономірності, принципи, форми, методи, зміст вищої екологічної освіти, традиційні та інноваційні технології навчання в сучасному ВНЗ, соціально-психологічні особливості сучасного студентства та можливості їх урахування в навчально-виховному процесі. Із сучасних позицій розкриваються вимоги до педагогічної культури викладача, його лекторської майстерності та деякі аспекти екології людини.

Посібник адресований студентам-екологам вищих навчальних закладів, магістрантам, аспірантам, викладачам, слухачам курсів підвищення педагогічної кваліфікації. Його доцільно використовувати в процесі самоосвіти всім, кого цікавлять проблеми навчання і виховання студентської молоді.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Бондар Олександр Іванович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, член-кореспондент НААНУ, заслужений діяч науки і техніки України, ректор Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

Виговська Ганна Павлівна (Київ) – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Готинян Василь Степанович (Київ) – професор кафедри геоінформаційних та аерокосмічних технологій Державної екологічної Академії післядипломної освіти та управління.

Дятчик Данило Ігорович (Київ) – Національний транспортний університет, інженер 1 категорії кафедри виробництва, ремонту та матеріалознавства.

Єгоров Сергій Олександрович (Київ) – директор Центру трансферу технологій Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

Івашина Олена Василівна (Київ) – Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Іващенко Тарас Григорович (Київ) – кандидат технічних наук, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Кучма Тетяна Леонідівна (Київ) – аспірант, Інститут агроекології та природокористування НААН.

Крета Дмитро Леонідович. (Київ) – науковий співробітник відділу природних ресурсів Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України.

Лапшин Юрій Серафимович (Київ) – доктор технічних наук, професор кафедри екологічної безпеки Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

Лозовіцький Павло Станіславович (Київ) – кандидат технічних наук, гідрогеолог, гідрохімік, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Лозовіцький Анатолій Павлович (Київ) – інженер-еколог ТОВ «Географіка».

Машков Олег Альбертович (Київ) – доктор технічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України, проректор з наукової роботи Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

Новохацька Наталія Анатоліївна (Київ) – науковий співробітник відділу досліджень навколишнього середовища Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України.

Охарєв Вячеслав Олександрович - молодший науковий співробітник відділу природних ресурсів Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України.

Петришин Володимир Юрійович (Київ) – головний геолог відділу Державної комісії України по запасах корисних копалин.

Покшевницька Тетяна Василівна (Київ) – Національний транспортний університет, технік 1 категорії кафедри виробництва, ремонту та матеріалознавства.

Проскурін Олег Аскольдович (Харків) – кандидат технічних наук, Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем».

Рудько Георгій Ілліч (Київ) – доктор геолого-мінералогічних наук, доктор географічних наук, доктор технічних наук, професор, Державна комісія України по запасах корисних копалин.

Радчук Ігор Валентинович (Київ) – науковий співробітник відділу досліджень навколишнього середовища Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України.

Радчук Валентин Васильович – доктор геологічних наук, старший науковий співробітник, завідувач відділом досліджень навколишнього середовища Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України.

Сібілева Олена Володимирівна (Київ) – кандидат ветеринарних наук, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Сташук Анатолій Іванович (Київ) – старший викладач кафедри методології освіти для сталого розвитку Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

Стрижак Олександр Євгенійович (Київ) – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник, відділ інформаційно-телекомунікаційних технологій Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України.

Сакаль Оксана Володимирівна – Державна установа «Інститут економіки природокористування та сталого розвитку Національної академії наук України».

Трофимчук Олександр Миколайович - член-кореспондент НАН України, доктор технічних наук, професор, заступник директора з наукової роботи Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України.

Третяк Антон Миколайович (Київ) – доктор економічних наук, професор, член-кореспондент НААН України, директор ННІ економіки та екології природокористування ДЕАПОУ Мінприроди України.

Шумейко Віктор Олександрович - молодший науковий співробітник відділу досліджень навколишнього середовища Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України.

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

1 / 2015 (7)

- *Загальні проблеми екологічної безпеки*
- *Екологія та економіка природокористування*
- *Екологія і виробництво*
- *Проблеми еколого-збалансованого розвитку*
- *Екологічна освіта*

Адреса редакції:

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, Київ, 03035;

тел./факс (+38 044) 248–40–21;

www.ecoj.dea.gov.ua

e-mail: pressdei@ukr.net

Підписано до друку 15.12.2014 р. Формат 70 x 100 / 1/16.

Друк офсетний. Ум.друк.арк. 14,46. Наклад 500 прим.

Видання та друк: ФОП Грінь Д.С., 73033, м. Херсон, а/с 15

e-mail: dimg@meta.ua. Свід. ДК № 4094 від 17.06.2011