

ISSN 2306-9716

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

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2 / 2014 (6)

КИЇВ – 2014

УДК 502+504
ББК 20.1

*Друкується за рішенням Вченої Ради Державної
екологічної академії післядипломної освіти та
управління (протокол № 2-13 від 29.07.2014 р.)
Свідчення про державну реєстрацію
КВ № 15768-4240 р.*

Екологічні науки: науково-практичний журнал / Головний редактор
О.І. Бондар. – К.: ДЕА, 2014.– №6.– 176 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.

Редакційна колегія:

Аверін Г.В., д.т.н.; Азаров С.І., д.т.н.;
Барановська В.Є., к.е.н.; Байрак О.М., д.б.н.;
Білявський Г.О., д.г.-м.н.;
Ващенко В.М., д.ф.-м.н.;
Галушкіна Т.П., д.е.н.;
Глушков О.В., д.ф.-м.н.; Захматов В.Д., д.т.н.;
Ільїн В.М., д.б.н.; Костишин С.С., д.б.н.;
Крайнов І.П., д.т.н.; Кутлахмедов Ю.О., д.б.н.;
Лапшин Ю.С., д.т.н.; Машков О.А., д.т.н.;
Пекло А.М., к.б.н.; 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.; Третьяк А.М., д.е.н.;
Трофимчук О.М., д.т.н.; Шматков Г.Г., д.б.н.
Машков В.А. (Чехія), д.т.н.
Коростіль Ю.С. (Польща), д.т.н.
Христо Атанасов Крагунов (Болгарія),
PhD, професор

Науково-практичний журнал «Екологічні науки» входить до переліку наукових фахових видань із двох галузей наук: Біологічні науки (Наказ Міносвіти України №153 від 14.02.2014), Технічні науки (Наказ Міносвіти №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 після-
дипломної освіти та управління, 2014

ЗМІСТ

Настасенко О.Г., Бондар О.І., Машков О.А. Системний підхід щодо ліквідації загроз екологічної катастрофи у зоні антитерористичної операції	5
---	---

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА	21
---	-----------

Лозовіцький П.С. Специфічні речовини токсичної дії у воді річки Дунай	21
--	----

Азаров С.І., Сидоренко В.І. Концептуальні напрями впровадження культури екологічної безпеки	35
--	----

Сібілева О. В. Побутова хімія, продукція для особистої гігієни як фактор, що призводить до захворюваності та смертності людей	44
--	----

Перепелятнікова Л.В., Перепелятніков Г.П. Актуальні проблеми реабілітації радіоактивно-забруднених сільськогосподарських угідь України.....	57
--	----

ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ	62
--	-----------

Цуман Н. В. Оцінка Ефективності сучасного використання осушених земель в зоні Полісся.....	62
---	----

Волошина Н. О., Стець Г.В. Екологічна складова поширення паразитичних нематод в урбоєкосистемах.....	69
---	----

Гаврикова В.С. Біоіндикація урбосередовища за показником флуктуючої асиметрії дерев <i>Acer saccharinum</i> L.	77
--	----

Заграй Я.М., Ребренюк А.В. Використання природних мінералів (цеоліт) як етапів комплексної технології корегування складу водних розбавлених розчинів до природно сформованої якості	82
--	----

Другак В.М., Свентух В.Ю. Земельні відносини в природокористуванні: проблеми відносин власників земельних часток (паїв) та сільськогосподарських підприємств на територіях НПП.....	88
--	----

Коцюба І.Г., Коробійчук А.О., Радченко Л.М. Дослідження сучасного стану забруднення вод гідрографічної мережі Житомирського району	96
---	----

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГО-ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ	103
---	------------

Гудкова Н.В. Досвід Болгарії у впровадженні Програми Натура 2000.....	103
--	-----

Третяк Н.А. Окремі аспекти екологічної складової механізмів управління капіталізацією земельних ресурсів	115
---	-----

Лапшин Ю.С. К вопросу об эффективности ветроэнергетических технологий.....	121
---	-----

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ	130
Ольшевський С.В. Методи плазмово-хімічного знешкодження стійких органічних забруднювачів в водних розчинах	130
Столяренко Г.С., Костыгин В.А., Ващенко В.Н. Результати досліджень процесу умягчення води з використанням іонообмінного цеолитного фільтра КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2.....	147
Івашенко Т.Г., Новосельська Л.П. Характеристика сапропелей та екологічна безпека їх видобутку	155
 СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО	 160
Чован О.О., Яненко В.О. До орнітофауни національного природного парку «Кармелюкове Поділля» (Вінницька область) та прилеглих територій	160
 РЕЦЕНЗІЇ	
Бондар О.І. Агроєкологія – важлива складова в системі аграрних наук.....	171
 Відомості про авторів.....	 173

СИСТЕМНИЙ ПІДХІД ЩОДО ЛІКВІДАЦІЇ ЗАГРОЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ КАТАСТРОФИ У ЗОНІ АНТИТЕРОРИСТИЧНОЇ ОПЕРАЦІЇ

Настасенко О.Г.¹, Бондар О.І.², Машков О.А.²

¹ Міністерство екології та природних ресурсів України,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ,
press@menvr.gov.ua;

² Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ,
dei2005@ukr.net

В статті представлено системний підхід щодо усунення екологічних загроз у зоні проведення антитерористичної операції на Донбасі. Розглядаються питання щодо виникнення проблем екологічної катастрофи Донбасу, наукові аспекти екологічної безпеки з питань ліквідації наслідків бойових дій в зоні АТО, а також гуманітарний аспект екологічної безпеки (уроки військових дій в зоні АТО). Надана екологічна характеристика зони АТО як складної організаційної системи. Запропоновано організаційно-правові засади державного управління щодо ліквідації екологічних наслідків бойових дій в зоні АТО. *Ключові слова:* системний підхід, система природокористування, антитерористична операція, екологічні наслідки, екологічна безпека.

Системный подход к ликвидации экологической катастрофы в зоне антитеррористической операции. Настасенко А.Г., Бондарь А.И., Машков О.А.. В статье представлен системный подход для устранения экологических угроз в зоне проведения антитеррористической операции на Донбассе. Рассматриваются вопросы о возникновении проблем экологической катастрофы Донбасса, научные аспекты экологической безопасности последствий боевых действий в зоне АТО, а также гуманитарный аспект экологической безопасности (уроки военных действий в зоне АТО). Представлена экологическая характеристика зоны АТО как сложной организационной системы. Предложены организационно-правовые механизмы государственного управления для ликвидации экологических последствий боевых действий в зоне АТО. *Ключевые слова:* системный подход, система природопользования, антитеррористическая операция, экологические последствия, экологическая безопасность.

A systematic approach to the elimination of environmental catastrophe in the area of anti-terrorist operations. Nastasenko O.G., Bondar O.I., Mashkov O.A. The paper presents a systematic approach to addressing environmental threats in the region of Donbass antiterrorist surgery. The questions about problems of environmental catastrophe of Donbass, the scientific aspects of environmental safety effects of the fighting in the area of ATO, as well as the humanitarian aspect ecological Safety (lessons of hostilities in the ATO). The ecological characteristics of the area ATO as a complex organizational system. Proposed institutional arrangements of government for dealing with the environmental effects of the fighting in the area duystvy ATO. *Keywords:* approach of the systems, system of prirodokoristuvannya, anti-terror operation, ecological consequences, ecological safety.

І. Стан питання щодо виникнення проблем екологічної катастрофи Донбасу

За роки незалежності України відбулося переформатування свідомос-

ті українських громадян. Життя без цензури й тоталітарного контролю змінило націю. Навчило нас цінувати свободу та права людини. Проте місцями, хоч як дивно, навіть в умовах

демократичного суспільства в Україні відбувалися цілком зворотні процеси, зокрема, й в Донбасі.

Як трапилося, що Донбас став територією соціальної та екологічної кризи? Коріння цієї проблеми не лише в історичних особливостях Сходу України та зраді місцевих політиків, а й у його економічній специфіці. Тотальна економічна криза, що вирувала на Донбасі в 1990-х роках, спустошила його міста. Промислове виробництво там подекуди впало на 60–70% й так і не повернулося до своїх первинних значень. Епідемія закриття шахт зруйнувала інфраструктуру шахтарських селищ, спричинила масштабне безробіття. Невдалі реформи були оголошені підступами ворогів Донбасу, а сепаратистські настрої використані для легкого приходу до влади та її узурпації.

Брак реальних реформ робив проблеми Донбасу дедалі глибшими та складнішими. Закриття шахт не сприяло справжній реорганізації вугільної галузі. Вона залишилася державною, збитковою, застарілою. Шахтарі вважали будь-які новації злом і вимагали зупинити спроби змінити застарілу систему, прагнучи зберегти свій затишний безглуздий світ, до якого звикли. Політики-популісти потурали їм. Реформи зупинилися. Це замкнуло коло заводило Донбас у дедалі більші убогість та кризи.

Зрозуміло, що нашвидкуруч розрубати цей гордіїв вузол одним махом такий вузол важких проблем, що накопичувалися роками, не вийде. Проте, успішні реформи досить швидко можуть дати позитивні результати.

II. Екологічна характеристика зони АТО як складної організаційної системи

Ведення двосторонніх бойових дій у зоні антитерористичної операції (АТО) із залученням в тому числі важких озброєнь, активних силових акцій у відповідь на розгалужені терористично-диверсійні атаки ставить очевидне питання про безпеку цивільного населення, про соціально-економічні і екологічні наслідки кризи і зокрема, методів, які застосовуються для її вирішення. Тобто про те, що має назву соціо-екологічні чинники регіональної безпеки.

В умовах активного розвитку кризової ситуації в Донбасі, крім суто військових питань, актуальними є проблеми вразливості населення по відношенню до вторинних чинників враження. Тобто соціо-екологічні наслідки, впливи на життя і здоров'я населення регіону, які викликані руйнуванням потенційно небезпечних об'єктів, та об'єктів критичної інфраструктури. До таких наслідків поточних подій відносяться, наприклад, підтоплення, провалля і зсуви, що можуть виникнути внаслідок руйнування гідротехнічних споруд, дамб і гідроелектростанцій, різноманітні забруднення внаслідок руйнування складів і сховищ радіоактивних і токсичних речовин та відходів, нафтопродуктів, вибухівки, сильнодіючих отруйних речовин, транспортних та інженерних комунікацій тощо.

Сьогодні ми маємо справу із ескалацією надзвичайних ситуацій, викликаних загрозами військового характеру (які є наслідком застосування військових засобів ураження під час військових конфліктів), тому мінімізація цих загроз і відповідне управління ризиками полягає у пла-

нуванні організаційних заходів, а управління є відповідальністю центральної влади і спеціальних адміністративних органів. Схему впли-

ву військових дій в зонах проведення антитерористичної операції на загрози екологічної безпеки представлено на рис.1.

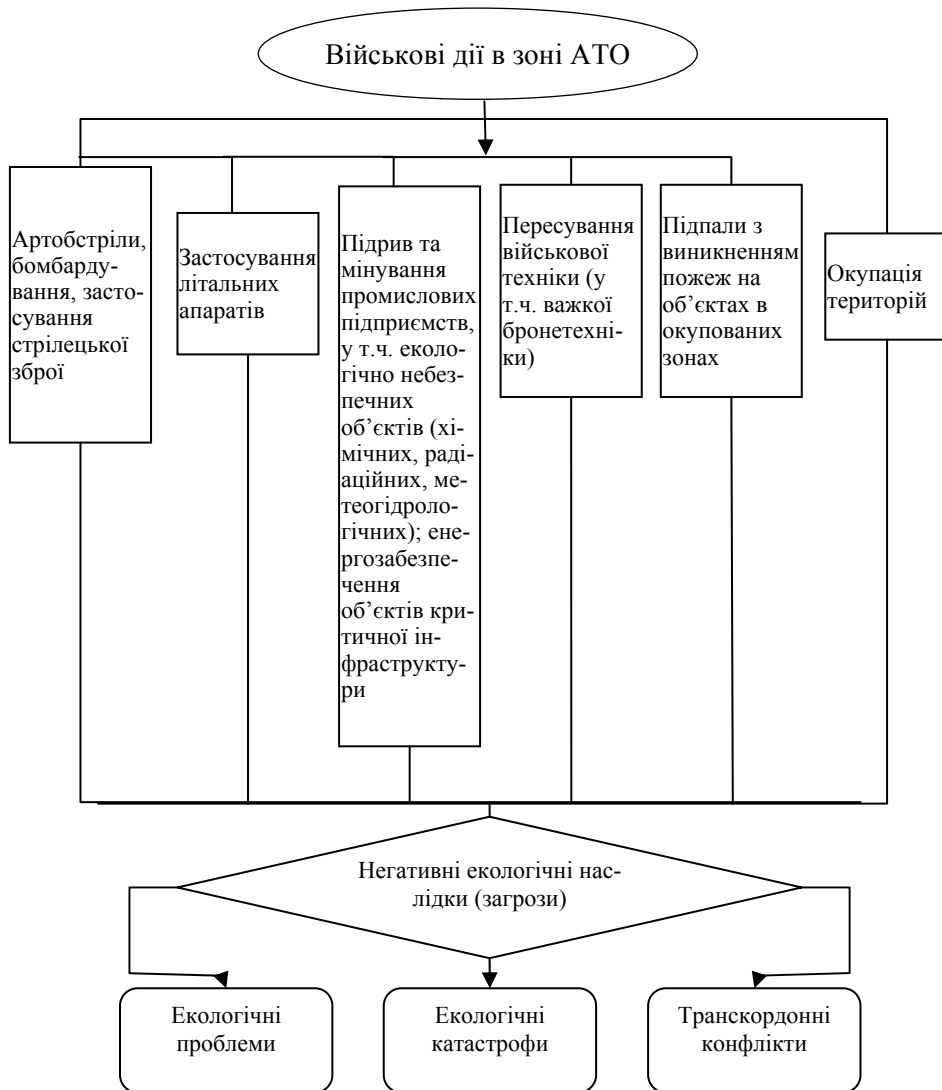


Рис.1. Схема впливу військових дій в зонах проведення антитерористичної операції на загрози екологічної безпеки

Ризики у зоні АТО мають комплексний (системний) соціо-економіко-екологічний характер, генеруються збройними нападами, те-

рористичними атаками, тому їх мінімізація полягає у реагуванні на джерела загроз відповідно до чинного законодавства: на припинення анти-

конституційної діяльності комплексними заходами.

Перелік наслідків впливу військових дій в зоні АТО на загрози виник-

нення екологічних проблем, катастроф і транскордонних конфліктів наведено в таблиці 1.

Таблиця. 1. Вплив військових дій у зоні АТО на загрози виникнення екологічних проблем, катастроф і транскордонних конфліктів

№ п.п	Небезпечні чинники	Негативні екологічні наслідки
1	2	3
1.	Артобстріли, бомбардування, застосування стрілецької зброї	Загибель людей. Загибель живих істот та зменшення біологічного та ландшафтного різноманіття. Порушення національної екологічної мережі. Порушення інфраструктури забезпечення життєдіяльності населення і територій. Порушення ґрунтового покриву. Знищення або вилучення з природокористування лісів, захисних лісосмуг, господарських (у т. ч. родючих) угідь. Погіршення динаміки розвитку тваринництва. Виникнення пожеж з проявом небезпечних чинників (знищення або пошкодження матеріальних цінностей, висока температура, викиди в атмосферне повітря токсичних летких продуктів згоряння-забруднюючих речовин, у т.ч. озоноруйнівних, парникових газів, діоксинів, фуранів, радіоактивних речовин тощо). Погіршення стану атмосферного повітря в населених пунктах (у т.ч. радіаційного). Забруднення ґрунтів екологічно небезпечними важкими металами, засобами захисту рослин. Забруднення водних ресурсів (наземних, підземних) екологічно небезпечними речовинами та ускладнення їх використання. Погіршення якості питної води з негативним впливом на здоров'я населення. Погіршення екологічного стану: - Азовського моря; - водно-болотних угідь міжнародного значення, зокрема «Затока Крива та коса Крива», а також «Затока Білосарайська та коса Білосарайська». Створення перешкод щодо включення п'яти об'єктів, які розташовані на території Донецької області, до Смарагдової мережі Європи: - Український степовий природний заповідник; - Національний природний парк «Святі Гори»; - Регіональний ландшафтний парк «Донецький кряж»; - Регіональний ландшафтний парк «Клебан-Бик»; - Національний природний парк «Меотида». Порушення екосистем. Активізація ерозійних процесів. Створення передумов розсіювання та забруднення ґрунтів , ат-

№ п.п	Небезпечні чинники	Негативні екологічні наслідки
1	2	3
		мосферного повітря (пил) та водних ресурсів відходами I–III класу небезпеки, яких на території Донецької та Луганської областей сумарно накопичено: - I класу небезпеки понад 2 тис. т, - II класу небезпеки понад 256 тис. т та - III класу небезпеки 1287 т;
1.1	Воронки від розривів мін і снарядів	Порушення ґрунтового покриву. Знищення або вилучення з природокористування лісів, захисних лісосмуг, господарських (у т. ч. родючих) угідь. Створення перешкод щодо включення п'яти об'єктів, які розташовані на території Донецької області до Смарагдової мережі Європи: - Український степовий природний заповідник; - Національний природний парк «Святі Гори»; - Регіональний ландшафтний парк «Донецький кряж»; - Регіональний ландшафтний парк «Клебан-Бик»; - Національний природний парк «Меотида». Порушення екосистем. Активізація ерозійних процесів. Створення передумов розсіювання та забруднення ґрунтів, атмосферного повітря (пил) та водних ресурсів відходами I–III класу.
1.2	Окопи, траншеї протитанкові рови та інші інженерні споруди військового призначення	Порушення ґрунтового покриву. Знищення або вилучення з природокористування лісів, захисних лісосмуг, господарських (у т. ч. родючих) угідь; Створення перешкод щодо включення п'яти об'єктів, які розташовані на території Донецької області до Смарагдової мережі Європи: - Український степовий природний заповідник; - Національний природний парк «Святі Гори»; - Регіональний ландшафтний парк «Донецький кряж»; - Регіональний ландшафтний парк «Клебан-Бик»; - Національний природний парк «Меотида». Порушення екосистем. Активізація ерозійних процесів. Створення передумов розсіювання та забруднення ґрунтів, атмосферного повітря (пил) та водних ресурсів відходами I–III класу небезпеки.
2.	Застосування літальних апаратів	Забруднення територій внаслідок падіння літальних апаратів у т. ч. з виникненням пожеж.
2.1	Падіння літальних апаратів	Загибель людей. Загибель живих істот та зменшення біологічного та ландшафтного різноманіття. Порушення національної екологічної мережі. Порушення інфраструктури забезпечення життєдіяльності насе-

№ п.п	Небезпечні чинники	Негативні екологічні наслідки
1	2	3
		лення і територій. Порушення ґрунтового покриву. Знищення або вилучення з природокористування лісів, захисних лісосмуг, господарських (у т. ч. родючих) угідь. Погіршення динаміки розвитку тваринництва. Виникнення пожеж з проявом небезпечних чинників (знищення або пошкодження матеріальних цінностей, висока температура, викиди в атмосферне повітря токсичних летких продуктів згоряння-забруднюючих речовин, у т.ч. озоноруйнівних, парникових газів, діоксинів, фуранів, радіоактивних речовин тощо). Погіршення стану атмосферного повітря в населених пунктах (у т.ч. радіаційного). Забруднення ґрунтів екологічно небезпечними важкими металами, засобами захисту рослин. Забруднення водних ресурсів (наземних, підземних) екологічно небезпечними речовинами та ускладнення їх використання. Погіршення якості питної води з негативним впливом на здоров'я населення. Погіршення екологічного стану: - Азовського моря; - водно-болотних угідь міжнародного значення, зокрема «Затока Крива та коса Крива», а також «Затока Білосарайська та коса Білосарайська»; Створення перешкод щодо включення п'яти об'єктів, які розташовані на території Донецької області до Смарагдової мережі Європи: - Український степовий природний заповідник; - Національний природний парк «Святі Гори»; - Регіональний ландшафтний парк «Донецький кряж»; - Регіональний ландшафтний парк «Клебан-Бик»; - Національний природний парк «Меотида». Порушення екосистем. Активізація ерозійних процесів; Створення передумов розсіювання та забруднення ґрунтів, атмосферного повітря (пил) та водних ресурсів відходами І–ІІІ класу небезпеки.
2.2	Виникнення вибухів та пожеж у разі пошкодження літальних апаратів і їх падіння	Загибель людей. Загибель живих істот та зменшення біологічного та ландшафтного різноманіття. Порушення національної екологічної мережі. Порушення інфраструктури забезпечення життєдіяльності населення і територій. Порушення ґрунтового покриву. Знищення або вилучення з природокористування лісів, захисних лісосмуг, господарських (у т. ч. родючих) угідь. Погіршення динаміки розвитку тваринництва. Виникнення пожеж з проявом небезпечних чинників (знищення

№ п.п	Небезпечні чинники	Негативні екологічні наслідки
1	2	3
		або пошкодження матеріальних цінностей, висока температура, викиди в атмосферне повітря токсичних летких продуктів згоряння-забруднюючих речовин, у т.ч. озоноруйнівних, парникових газів, діоксинів, фуранів; радіоактивних речовин тощо). Погіршення стану атмосферного повітря в населених пунктах (у т.ч. радіаційного). Забруднення ґрунтів екологічно небезпечними важкими металами, засобами захисту рослин. Забруднення водних ресурсів (наземних, підземних) екологічно небезпечними речовинами та ускладнення їх використання. Погіршення якості питної води з негативним впливом на здоров'я населення. Погіршення екологічного стану: - Азовського моря; - водно-болотних угідь міжнародного значення, зокрема «Затока Крива та коса Крива», а також «Затока Білосарайська та коса Білосарайська»; створення перешкод щодо включення п'яти об'єктів, які розташовані на території Донецької області до Смарагдової мережі Європи: - Український степовий природний заповідник; - Національний природний парк «Святі Гори»; - Регіональний ландшафтний парк «Донецький кряж»; - Регіональний ландшафтний парк «Клебан-Бик»; - Національний природний парк «Меотида». Порушення екосистем. Активізація ерозійних процесів. Створення передумов розсіювання та забруднення ґрунтів, атмосферного повітря (пил) та водних ресурсів відходами I–III класу небезпеки.
3.	Підлив та мінування промислових підприємств, у т. ч. екологічно небезпечних об'єктів (хімічних, радіаційних, метеогідрологічних); енергозабезпечення об'єктів критичної	Загибель людей. Загибель живих істот та зменшення біологічного та ландшафтного різноманіття. Порушення національної екологічної мережі. Порушення інфраструктури забезпечення життєдіяльності населення і територій. Порушення ґрунтового покриву. Знищення або вилучення з природокористування лісів, захисних лісосмуг, господарських (у т. ч. родючих) угідь. Погіршення динаміки розвитку тваринництва. Виникнення пожеж з проявом небезпечних чинників (знищення або пошкодження матеріальних цінностей, висока температура, викиди в атмосферне повітря токсичних летких продуктів згоряння-забруднюючих речовин, у т.ч. озоноруйнівних, парникових газів, діоксинів, фуранів; радіоактивних речовин тощо). Погіршення стану атмосферного повітря в населених пунктах (у т.ч. радіаційного).

№ п.п	Небезпечні чинники	Негативні екологічні наслідки
1	2	3
	техногенної інфраструктури	Забруднення ґрунтів екологічно небезпечними важкими металами, засобами захисту рослин. Забруднення водних ресурсів (наземних, підземних) екологічно небезпечними речовинами та ускладнення їх використання. Погіршення якості питної води з негативним впливом на здоров'я населення. Погіршення екологічного стану: - Азовського моря; - водно-болотних угідь міжнародного значення, зокрема «Затока Крива та коса Крива», а також «Затока Білосарайська та коса Білосарайська». Створення перешкод щодо включення п'яти об'єктів, які розташовані на території Донецької області до Смарагдової мережі Європи: - Український степовий природний заповідник; - Національний природний парк «Святі Гори»; - Регіональний ландшафтний парк «Донецький кряж»; - Регіональний ландшафтний парк «Клебан-Бик»; - Національний природний парк «Меотида». Активізація ерозійних процесів. Створення передумов розсіювання та забруднення ґрунтів, атмосферного повітря (пил) та водних ресурсів відходами І–ІІІ класу небезпеки.
4.	Пересування військової техніки (у т. ч. важкої бронетехніки)	Загибель людей. Загибель живих істот та зменшення біологічного та ландшафтного різноманіття. Порушення національної екологічної мережі. Порушення інфраструктури забезпечення життєдіяльності населення і територій. Порушення ґрунтового покриву.
5.	Підпали з виникненням пожеж на об'єктах в окупованих зонах	Загибель людей. Загибель живих істот та зменшення біологічного та ландшафтного різноманіття. Порушення національної екологічної мережі. Порушення інфраструктури забезпечення життєдіяльності населення і територій. Порушення ґрунтового покриву. Знищення або вилучення лісів, захисних лісосмуг, господарських (у т. ч. родючих) угідь. Погіршення динаміки розвитку тваринництва. Виникнення пожеж з проявом небезпечних чинників (знищення або пошкодження матеріальних цінностей, висока температура, викиди в атмосферне повітря токсичних летких продуктів згоряння-забруднюючих речовин, у т.ч. озоноруйнівних, парникових газів, діоксинів, фуранів; радіоактивних речовин тощо). Погіршення стану атмосферного повітря в населених пунктах (у т.ч. радіаційного).

№ п.п	Небезпечні чинники	Негативні екологічні наслідки
1	2	3
		Забруднення ґрунтів екологічно небезпечними важкими металами, засобами захисту рослин. Забруднення водних ресурсів (наземних, підземних) екологічно небезпечними речовинами та ускладнення їх використання. Погіршення якості питної води з негативним впливом на здоров'я населення. Погіршення екологічного стану: - Азовського моря; - водно-болотних угідь міжнародного значення, зокрема «Затока Крива та коса Крива», а також «Затока Білосарайська та коса Білосарайська». Створення перешкод щодо включення п'яти об'єктів, які розташовані на території Донецької області до Смарагдової мережі Європи: - Український степовий природний заповідник; - Національний природний парк «Святі Гори»; - Регіональний ландшафтний парк «Донецький кряж»; - Регіональний ландшафтний парк «Клебан-Бик»; - Національний природний парк «Меотида». Порушення екосистем. Активізація ерозійних процесів. Створення передумов розсіювання та забруднення ґрунтів, атмосферного повітря (пил) та водних ресурсів відходами І–ІІІ класу безпеки.
6.	Окупація територій	Загибель людей. Загибель живих істот та зменшення біологічного та ландшафтного різноманіття. Порушення національної екологічної мережі. Порушення інфраструктури забезпечення життєдіяльності населення і територій. Порушення ґрунтового покриву. Знищення або вилучення лісів, захисних лісосмуг, господарських (у т. ч. родючих) угідь. Погіршення динаміки розвитку тваринництва. Виникнення пожеж з проявом небезпечних чинників (знищення або пошкодження матеріальних цінностей, висока температура, викиди в атмосферне повітря токсичних летких продуктів згоряння-забруднюючих речовин, у т.ч. озоноруйнівних, парникових газів, діоксинів, фуранів; радіоактивних речовин тощо). Погіршення стану атмосферного повітря в населених пунктах (у т.ч. радіаційного). Забруднення ґрунтів екологічно небезпечними важкими металами, засобами захисту рослин. Забруднення водних ресурсів (наземних, підземних) екологічно небезпечними речовинами та ускладнення їх використання. Погіршення якості питної води з негативним впливом на здоров'я населення. Погіршення екологічного стану:

№ п.п	Небезпечні чинники	Негативні екологічні наслідки
1	2	3
		- Азовського моря; - водно-болотних угідь міжнародного значення, зокрема «Затока Крива та коса Крива», а також «Затока Білосарайська та коса Білосарайська». Створення перешкод щодо включення п'яти об'єктів, які розташовані на території Донецької області» до Смарагдової мережі Європи: - Український степовий природний заповідник; - Національний природний парк «Святі Гори»; - Регіональний ландшафтний парк «Донецький кряж»; - Регіональний ландшафтний парк «Клебан-Бик»; - Національний природний парк «Меотида». Порушення екосистем. Активізація ерозійних процесів. Створення передумов розсіювання та забруднення ґрунтів, атмосферного повітря (пил) та водних ресурсів відходами І-ІІІ класу небезпеки.

Загальна соціо-економічно-екологічна ситуація у зоні АТО є вкрай невтішною. Техногенне навантаження в Донбасі є найвищим в Україні – в середньому вище в 4 рази за середньонаціональний показник та в 10-12 разів за середньоєвропейський. Лише викидів атмосферних забруднювачів тут продукується більше 40% всіх національних забруднень - близько 70 тон/км².

Водні ресурси складаються з ресурсів р. Сіверський Донець та підземних вод, яких експлуатується близько 1100 тисяч кубічних метрів на добу. При цьому 92% стоків промислових і комунальних підприємств не є очищеними. Будь-яка аварія на очисних спорудах і сховищах відходів призведе до критичного забруднення поверхневих вод і потрапляння небезпечних речовин в Сіверський Донець, який є джерелом водопостачання в регіоні.

Щорічний обсяг викидів забруднених вод складає близько 500 млн

тон. Загальний обсяг забруднень підземних вод оцінюється в 5 млн. тон мінеральних і 300 тон аміачних солей. Нормам якості води відповідають лише близько 12% підземних джерел води. При обмеженні доступу до водних ресурсів це може стати критичним для виживання населення в кризових умовах.

Основними небезпечними речовинами, що представлені серед характерних забруднювачів в регіоні є сірка і сірчані сполуки, аміак, фосфор, вугільний пилок, сірчана кислота і сульфатні сполуки, формальдегіди, свинець, ртуть, а також композитні хімічні відходи різноманітних підприємств, серед яких є сильнодіючі отруйні речовини, наприклад, мононітрохлорбензол, який є високотоксичною речовиною.

При цьому, навіть в безкризовому стані, ймовірність аварії на території Донбасу є досить високою, а влаштування аварії не потребує надвеликих зусиль: зношеність основних фондів

виробництв і інфраструктури в регіоні становить в середньому 55%, а іноді досягає 65-75%.

Найбільшу загрозу, в середньому за докризисними показниками, демонструють показники хімічної і біологічної небезпеки: найбільше забруднення спостерігається за індикаторами вмісту сполук азоту, заліза, важких металів і бактеріальних забруднень. У поверхневих водах спостерігається аномально високе розповсюдження збудників хвороб, зокрема, кишкової палички, що зумовлене в тому числі, незадовільною ситуацією з відходами: накопичення відходів в 3,8-4,2 рази перевищує швидкість їхньої переробки.

Таким чином будь-яке додаткове забруднення атмосфери, а особливо водних об'єктів, може стати критичним, тобто мати фатальні екологічні і соціальні наслідки для регіону.

При цьому слід враховувати, що за останні три роки забезпеченість засобами рятування на Донбасі знизилася і станом на кінець минулого року становила лише 25-35% від необхідної кількості.

Для реагування на загрози і планування заходів з управління безпекою необхідно знати розподіл джерел небезпеки, в перше чергу – техногенної.

Лише в Донецькій області розташовано 6,5 тисяч об'єктів підвищеної техногенної небезпеки (взагалі в Україні таких об'єктів близько 20 тисяч). Об'єктів хімічної небезпеки в області 2388, 279 внесено до Державного реєстру об'єктів підвищеної небезпеки. Серед цих об'єктів налічується 174 підприємства, на яких зберігаються небезпечні хімічні речовини (це 11,7% від загальнонаціональної кількості), з них – 18 – І сту-

пеню небезпеки (23% загальнонаціональної кількості таких об'єктів). З точки зору хімічних ризиків, найбільшу загрозу становлять заводи «Стирол» і Горлівський хімічний завод, на якому зберігається 325 тисяч тон небезпечних відходів. 724 об'єкта техногенної небезпеки визнано такими, що неналежащо захищені, і це за нашими вимогами, а якщо брати більш жорсткі вимоги, то таких об'єктів буде значно більше.

В Луганській області розташовано 1128 об'єктів хімічної небезпеки, з яких 159 – об'єкти підвищеної небезпеки. По території області проходять магістральні продуктопроводи: близько 1 тисячі км газопроводів, і 500 км нафтопроводів, крім того, 13,2 км аміакопроводів. Також на території області розташовано 14 газоконденсатних родовища і 2 підземних сховища газу: Вергунське і Чорнопопівське.

Найбільш небезпечними об'єктами в області є: Алчевський меткомбінат, Алчевський коксохімічний завод, Северодонецьке ВО «Азот», підприємство «Лисичанська сода», Луганська ТЕС у п. Щастя, Лисичанський НПЗ, ТОВ «Рубежанський фарбник». Окрема проблема – зберігання вибухонебезпечних речовин. На Луганському патронному заводі і Рубежанському хімічному заводі «Зоря» зберігаються сотні тисяч тон вибухонебезпечних речовин, як у формі готових виробів, так і у вигляді сировини, що становить значну небезпеку.

Найбільша кількість об'єктів, що знаходились до початку кризи у незадовільному стані безпеки, розташована у Луганську – 32. В Алчевську таких об'єктів 5, в Северодонецьку і Свердловську - по 3. Вони є дже-

релом соціо-екологічної небезпеки в умовах сучасної кризи.

Отже, наразі ситуацію можна описати наступним чином. Загальна соціо-економ-екологічна ситуація в зоні АТО є максимально нестабільною, впритул наближеною до катастрофічного стану. В такому стані навіть незначного впливу достатньо, щоб викликати катастрофічні наслідки. Ймовірність негативного впливу, як цілеспрямованої акції, наприклад теракту на небезпечному об'єкті, так і випадкового руйнування об'єкту критичної інфраструктури, є наразі значною. Зважаючи на високу взаємопов'язаність регіональних систем, можна прогнозувати високу ймовірність виникнення «ефекту доміно», тобто ланцюгової реакції негативних технологічних і екологічних наслідків надзвичайних подій, які призведуть до непрогнозованих загальних наслідків.

Основними чинниками загрози є істотна обмеженість доступності і зниження якості водних ресурсів, в тому числі, пов'язане з небезпекою руйнування об'єктів промисловості і інфраструктури, підвищення ймовірності відмови відстійників, очисних і дренажних систем, попадання стічних вод і небезпечних відходів в джерела питної води. Це є особливою небезпекою на тлі зниження рівня доступності медичних послуг і санітарно-епідеміологічного контролю.

Зволікання від прийняття необхідних науково обґрунтованих рішень лише наближає до високої ймовірної катастрофічної розв'язки кризи.

III. Організаційно-правові засади державного управління по ліквідації екологічних наслідків бойових дій в зоні АТО

Беручи до уваги системний характер проблем у зоні АТО, їх органічну

кореляцію з усіма політичними, соціальними та економічними чинниками, стратегія екологічної безпеки України у зоні АТО бачиться як одна з фундаментальних складових національної безпеки держави. В основі такої політики має бути загальновизнаний у цивілізованому світі постулат про пріоритетність прав людини. Одним з таких безперечних прав є право громадян на екологічну безпеку. Воно гарантується комплексом політичних, юридичних, економічних, технологічних і гуманітарних чинників.

Таким чином, для усунення наслідків військових дій в зоні проведення АТО необхідні оперативні управлінські рішення. Перш за все, потрібно припинити терористичну діяльність військових угруповань в зонах ведення військових дій. Далі, по закінченні антитерористичної операції доцільно вирішити на законодавчому рівні питання створення міжнародної групи експертів з оцінювання та аудиту екологічного стану довкілля у зонах проведення антитерористичної операції, визначити її склад, забезпечивши представництво національних і міжнародних експертів та компетентних організацій. На підставі висновків національних та міжнародних експертів доцільно, на наш погляд, розробити національну програму дій щодо ліквідування наслідків проведення антитерористичної діяльності та забезпечення екологічної та техногенної безпеки населення і території Луганської та Донецької областей. При цьому потрібно передбачити витрати на:

розробку пропозицій та програму дій (дорожню карту) для відновлення та сталого розвитку Донбасу;

розроблення відповідної програми національних дій; підвищення кваліфікації фахівців-екологів;

забезпечення технічними засобами ведення моніторингу довкілля в зонах проведення АТО (у т. ч. мобільними експрес-лабораторіями) та реагування на надзвичайні ситуації, пов'язані з їх виникненням;

підвищення обізнаності населення територій у зоні проведення АТО щодо державної політики у сфері ві-

дновлення інфраструктури Луганської та Донецької областей.

Варто також організувати та періодично проводити громадські слухання з питань забезпечення екологічної та техногенної безпеки населення і території Донбасу.

Систему алгоритму оперативних управлінських рішень щодо усунення наслідків військових дій в зоні проведення АТО представлено на рис.2.

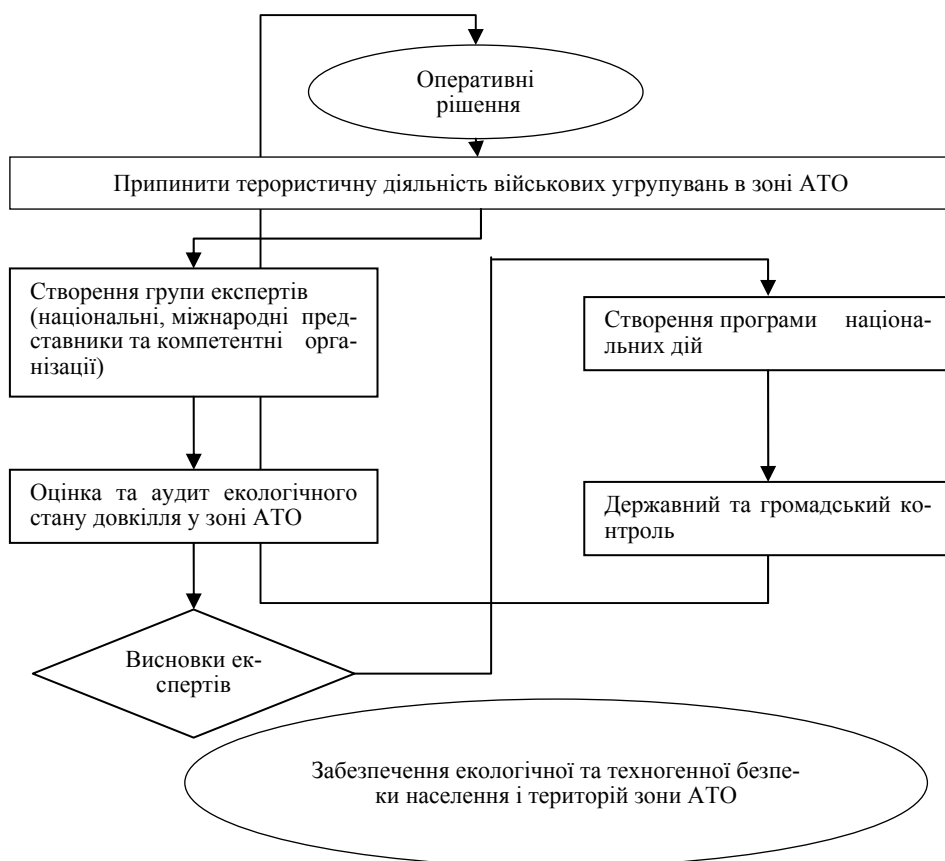


Рис.2. Система алгоритму оперативних управлінських рішень щодо усунення наслідків військових дій в зоні проведення АТО

Як засвідчили, проведені нами системні дослідження, пріоритети сис-

темних рішень щодо механізмів екологічної безпеки України в зоні АТО

доцільно визначати наступним чином:

- економічні механізми екологічної безпеки;
- державна система управління екологічною безпекою;
- промислова безпека та технологічні основи екологічно безпечного розвитку промисловості, енергетики і транспорту;
- нормативно-правова діяльність у сфері екологічної безпеки;
- наукові основи екологічної безпеки;
- громадські організації у сфері екологічної безпеки.

Висновки

1. Проблема екологічної безпеки, враховуючи наслідки військових дій в зоні АТО, набула в Україні безпрецедентних масштабів. Екологічна безпека виступає як заперечення екологічної загрози, що знаходить прояв у локальних, регіональних і глобальних масштабах як екологічні стихії, соціальні кризи та техногенні катастрофи. Забезпечення екологічної безпеки в зоні АТО – основний спосіб розв'язання екологічних проблем, який гарантує громадянам України розвиток і проживання в біосферосумісній формі. Окрім того, результати проведених досліджень проблем антропогенного впливу на природне довкілля України в зоні АТО дозволяють висловити низку узагальнених положень.

2. Проблеми антропогенного впливу на природне довкілля України об'єктивно вимагають радикальної екологізації суспільно-політичної думки, посилення уваги до розв'язання природоохоронних про-

блем на всіх рівнях організації суспільства, пошуку новітніх підходів їхнього розв'язання на основі пріоритету екологічних законів і наукових знань.

3. Рівень національної безпеки, що склався в зоні АТО, визначається величиною ризику як від техногенних катастроф, так і від негативних процесів наслідків бойових дій, що швидко відбуваються та призводять до соціальної напруги (екологічні проблеми, соціальні конфлікти). Тому одним з таких стратегічних підходів щодо природно-техногенної безпеки України в зоні АТО має бути принцип ненульового ризику, який вимагає утворення ефективної системи економічних механізмів щодо системного (комплексного) забезпечення безпеки людини, природи та суспільства.

4. В реалізації заходів, спрямованих на досягнення, підтримку та контроль за дотриманням вимог екологічної безпеки в зоні АТО, мають брати участь різні міністерства, відомства, установи та організації України. Реальний результат від проведення таких заходів можна буде отримати тільки за умови їх комплексного застосування, що потребує, у свою чергу, впровадження чітко відпрацьованого механізму організаційного управління діяльністю всіх суб'єктів цього процесу. Для реалізації такого механізму має бути сформована система екологічної безпеки в зоні АТО. Створення системи екологічної безпеки в зоні АТО означає задоволення екологічних вимог суб'єктів екосистеми і за своєю пріоритетністю має стати на рівні національної безпеки України.

5. Стратегічним напрямом охорони довкілля та збереження природних ресурсів в зоні АТО повинно

стати подолання ресурсного марнотратства, низького рівня використання первинної сировини, вторресурсів і відходів до повторної переробки, впровадження мало- та безвідходних технологій. Економіка країни нині залишається складним конгломератом шкідливих екстенсивних виробництв, що базуються на низьких технологіях. Тому перебудова промислового комплексу в зоні АТО здійснюватися на сучасних, перспективних технологіях.

6. Радикальне реформування економіки має здійснюватися із врахуванням необхідності активізації виробництва обладнання для розвитку нетрадиційної енергетики, зростання ролі та можливостей використання зарубіжного й вітчизняного досвіду піднесення рівня екобезпеки об'єктів науково-технічних основ, досягнення реальної паливно-енергетичної незалежності України.

Таким чином, розв'язання проблем екологічної безпеки в зоні АТО вимагає обов'язкового врахування економічних, інженерних, соціальних та інших факторів, загальнолюдських цінностей і, зважаючи на обмеженість ресурсів, не тільки найближчих, а й віддалених наслідків рішень у цій сфері, які приймаються сьогодні. Тільки при системному підході в організації державного управління можна як найшвидше ліквідувати наслідки бойових дій в зоні АТО й поступово та послідовно забезпечити сталий розвиток Донбасу.

Приведення природокористування в зоні АТО у відповідність до вимог екологічної безпеки в нинішніх економічних умовах є віддаленою перспективою, але нині життєво важливо забезпечити системний поступальний і цілеспрямований розвиток у даному напрямку.

Література

1. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року.
2. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2012 році. - Електронний ресурс. – Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/index.php/dopovidi>
3. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Донецькій області у 2012 році. - Електронний ресурс. – Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/regionalni/rehionalni-dopovidi-u-2012-rotsi/donetska%202012.pdf>
4. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Луганській області у 2012 році. - Електронний ресурс. – Режим доступу: http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/regionalni/rehionalni-dopovidi-u-2012-rotsi/luganska_2012.pdf
5. Державний реєстр об'єктів підвищеної небезпеки. - Електронний ресурс. – Режим доступу: <http://dnop.gov.ua/index.php/uk/operativna-informatsiya/neshchasni-vipadki/658-uncategorised/5858-4242>
6. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2011. - Електронний ресурс. – Режим доступу: <http://www.mns.gov.ua/content/nasdopovid2011.html>

7. Інформація Державної служби статистики України, надана під час підготовки Національної доповіді про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2012 році.
8. Бондар О.І., Машков О.А., Щукін О.М. Системний підхід до синтезу управлінських рішень з метою модернізації системи природокористування України / Екологічні науки: науково-практичний журнал. К. : ДЕА, 2013.- №3, с. 5-26.
9. Бондар О.І., Машков О.А. Сучасні проблеми створення та удосконалення наукових шкіл в галузі екології та природокористування / Екологічні науки: науково-практичний журнал. К. : ДЕА, 2013.- №4, с. 5-23.
10. Щукін О.М., Бондар О.І., Машков О.А. / «Інноваційний розвиток та модернізація системи природокористування України (реперні точки розвитку галузі і шляхи її реалізації) / Матеріали VI Міжнародного форуму «Трансфер технологій та інновацій: інноваційний розвиток та модернізація економіки», 20-21 грудня 2012 р., м. Київ, с. 236-252.
11. Машков О.А. Зелена економіка як елемент функціонально стійкої екологічної системи / Матеріали круглого столу: «Інновації та створення «зеленої» економіки», Держінформнауки України, 2 листопада 2012 р., Київ, вид. Нац.технічний університет «КПІ», с 135-158.
12. Нижник Н.Р., Машков О.А., Мосов С.П. Системний підхід до керівництва організацією: функція мотивації / Вісник УАДУ при Президентіві України, 1998, №1, С.132-137.
13. Нижник Н.Р., Машков О.А., Мосов С.П. Контроль у сфері державного управління / Вісник УАДУ при Президентіві України, 1998, №2, С.23-31.
14. Нижник Н.Р., Машков О.А. Системний підхід в організації державного управління. К., УАДУ при Президентіві України, 1998, 160 с.
15. Нижник Н.Р., Машков О.А. Теорія організації і структури державного управління: Актуальні проблеми реформування державного управління / Матеріали щорічної науково-практичної конференції науково-педагогічного персоналу, слухачів, аспірантів, докторантів Академії. – К.: Видавництво УАДУ при Президентіві України, 1997, С. 43-46.
16. Нижник Н.Р., Машков О.А., Мосов С.П. Системний підхід до керівництва організацією: організаційна функція / Вісник УАДУ при Президентіві України, 1997, №2, С. 22-27.
17. Нижник Н.Р., Машков О.А., Мосов С.П. Системний підхід до керівництва організацією: функція планування / Вісник УАДУ при Президентіві України, 1997, №3-4, С. 22-27.
18. Машков О.А. Прийняття управлінських рішень у складних організаційних системах з погляду системного підходу (частина 1) (вступ) / Збірник наукових праць: Інститут проблем моделювання в енергетиці НАН України, Вип. 55, 2010.,с. 131-148.
19. Машков О.А. Прийняття управлінських рішень у складних організаційних системах з погляду системного підходу (частина 2) (принципи організаційного управління / Моделювання та інформаційні технології / Інститут проблем моделювання в енергетиці НАН України, Вип. 55, 2010.,с. 119-132.
20. Машков О.А.Прийняття управлінських рішень у складних організаційних системах з погляду системного підходу (частина3) (системні функції організаційного управління) / Моделювання та інформаційні технології / Інститут проблем моделювання в енергетиці НАН України, Вип. 56, 2010.,с. 115-132.
21. Машков О.А. Прийняття управлінських рішень у складних організаційних системах з погляду системного підходу (частина 4) (системний підхід в організації управління) / Збірник наукових праць / Інститут проблем моделювання в енергетиці НАН України, Вип. 54, 2010.,с. 114-133.

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

УДК 504.453:577.4

СПЕЦИФІЧНІ РЕЧОВИНИ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ У ВОДІ РІЧКИ ДУНАЙ

Лозовіцький П.С.

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

Наведено результати екологічної оцінки води р. Дунай – м. Кілія за показниками токсичної дії за період 1971-2010 рр., розбитий на 6 коротких відрізків часу та за фазами водного режиму. *Ключові слова:* витрати води, фази водного режиму, коливання рівня води, індекс забруднення води.

Специфические вещества токсического действия в воде реки Дунай. Лозовицкий П.С. Приведены результаты экологической оценки качества вод р. Дунай – Килия по торфосапробиологическим показателям за многолетний период, разбитый на 6 кратких отрезков времени и по фазам водного режима. *Ключевые слова:* расход воды, фазы водного режима, колебания уровня воды, индекс загрязнения воды.

Specific toxic effects of the substance in the water of the Danube River. Lozovitsky P. The variance the results of the ecological evaluation of the water quality river Danube – Kiliya for many years are revealed. *Keywords:* costs of water phase of the water regime, water level fluctuations, the index of water pollution.

Вступ

Річка Дунай є найбільшою в Центральній і Південно-Східній Європі й належить до басейну Чорного моря. За довжиною й площею водозбору Дунай - друга річка в Європі після Волги й займає 24-е місце серед річок Землі. Загальна площа басейну річки Дунай становить 817 тис. км²,

що перевищує площу України (604 тис. км²) і становить 8% загальної території Європи [15].

Найбільші притоки Дунаю, що беруть свій початок на території України – рр. Тиса, Прут, Серет формують близько 15 км³ води за рік. Це лише 7,3 % річного стоку Дунаю.

По території України проходить велика ділянка пониззя річки Дунай

(170 км) від міста Рені до її гирла. Наближаючись до Чорного моря, річка вище румунського міста Тульча поділяється на три рукави: Кілійський, Сулинський та Георгіївський. Об'єм води в дельті Дунаю за руслами розподіляється так: Кілійське гирло - 58 %, Сулинське - 19 %, Георгіївське - 23 %. Найбільш багатоводний з них Кілійський рукав (129 км³/рік) проходить по прикордонній території Румунії і України [1, 3, 6, 15].

У басейні Дунаю на одного жителя припадає в 2 рази більше води, ніж у басейнах Дніпра й Дністра. У Західній Європі водопостачанням з Дунаю забезпечується 80 мільйонів людей.

Дунай - найбільш мутна річка Європи. Мутність дунайської води в районі м. Вилкове на рівні 850 - 880 і навіть 1300 г наносів у м³, а в осінньо-зимовий період, при мінімальному стоці, усього до 8 г, частіше 10 - 40 г. У придонному шарі - до 10 і більше кг у м³. Загальна маса твердого стоку річки становить від 45 до 85 млн. тонн у рік [2, 4, 6, 12, 20].

Загальний об'єм промислових, міських і сільськогосподарських стічних вод із усієї площі водозбірного басейну Дунаю в 90-ті роки XX ст. становив 20 км³ у рік або близько 10 % від стоку.

Загальний водовідбір з водних джерел басейну Дунаю в межах України рівний 2 км³, або 5,8 % загального водовідбору прісних вод в Україні. В озеро Сасик щорічно подається до 1 км³ дунайської води для підтримання необхідної якості води опрісненого озера [11].

Дунай дає майже половину загального об'єму стоку річок басейну Чорного моря.

Постановка задачі

З літератури відомо, що якісний склад води річок часто залежить від витрат та фази водного режиму. Виходячи з цього, розглянемо це питання більш детально для Нижнього Дунаю з врахуванням стоку, динаміки рівнів води, затоплення територій.

Розв'язання задачі

Пересічна витрата води річки Дунай 6460 м³/с. Об'єм середньорічного стоку Дунаю рівний 203 км³ (для порівняння - річний стік Дніпра рівний 52 км³, а Дністра й Десни - по 10 км³). У посушливі роки водність Дунаю значно менша і річний стік становить від 123 км³/рік (1921 р.), у багатоводні зростає до 313 км³/рік (1941 р.) [1].

Найбільш багатоводними місяцями на Дунаї є квітень, травень, і червень: на частку кожного випадає до 10-12 % річного стоку. Мінімальним стік спостерігається у вересні - жовтні (5,5 - 6 %) річного стоку [11, 12].

Максимальні добові витрати води у весняне водопілля досягають 12-16 тис. м³. В межень вони знижуються до 1,3-1,5 тис.м³, тобто більше ніж в 10 раз.

Встановлено тісну пряму поліноміальну кореляційну залежність між рівнем води (Н) на посту Дунай - Рені і витратами (рис. 1). Отже, витрата води (Q) в залежності від рівня води в річці (Н, см) визначається за формулою:

$$Q \text{ (м}^3\text{/с)} = 0,0166 H^2 \text{ (см)} + 11.575 H + 2036,8$$

Коливання рівня води (між найвищими й найнижчими відмітками) протягом року в пункті спостережень Рені перевищували 400 см в 1953,

1954, 1963, 1970, 1980, 2010, 2011 і ін. роках. А це значить, що максимальні річні витрати в ці роки перевищували 9300 м³/с. При цьому, най-

вищий історичний рівень за час спостережень (1860-2012 рр.) в Рені становить 619 см (6.07.2010 р.).

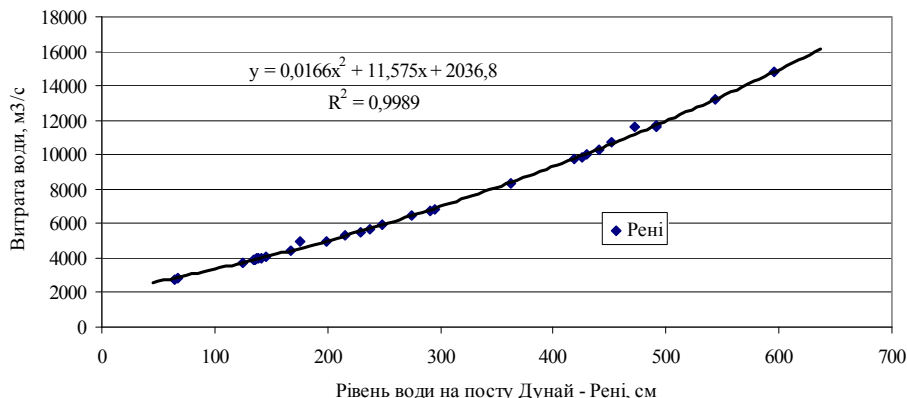


Рис. 1. Кореляційна залежність між рівнем води на посту Дунай – Рені і витратам

Автором встановлено, що рівні води на гідрологічних постах Дунаю нижче Рені мають обернений тісний

кореляційний зв'язок з відмітками в Рені на одні і ті ж дати (рис. 2).

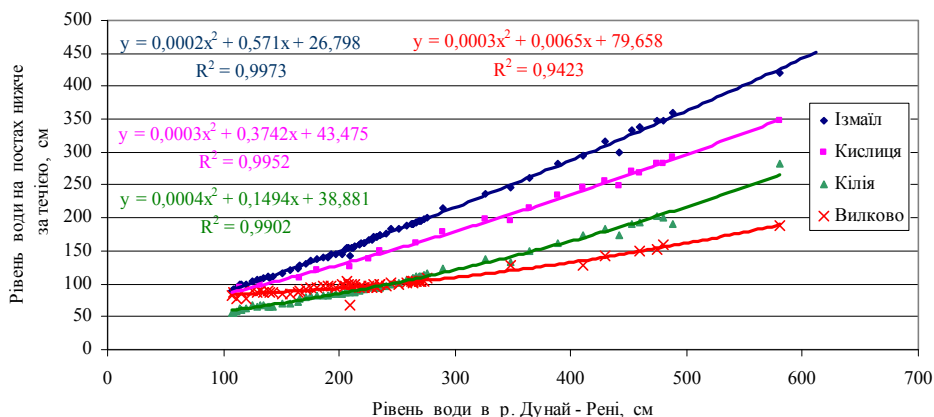


Рис. 2. Залежність рівня води на постах нижче за течією від рівня води в пункті спостережень Дунай – Рені на одні і ті ж дати

З приведених на рис. 2 рівнянь і ліній регресії випливає, що при рівні води в Рені 581 см, рівень води в Ізмаїлі буде 420 см, в Кислиці – 348, Кілії – 282, Вилковому – 189 см.

Характерні амплітуди коливання рівня води протягом року на посту Дунай – Ізмаїл приведено на рис. 3.

Отже, річна амплітуда коливань рівня води в вершині дельти Дунаю

(м. Рені) і біля моря змінюється приблизно від 5,0 до 0,5 м. При цьому максимальна амплітуда коливання рівня води в річці складає: для Рені – 6,2 м, Ізмаїлу – 4,4, Кілії – 2,6, Вил-

ковому – 1,7, Прірви – 0,8 м [6, 11].

Мінімальні рівні води Дунаю в дельті спостерігаються найчастіше в жовтні – січні.

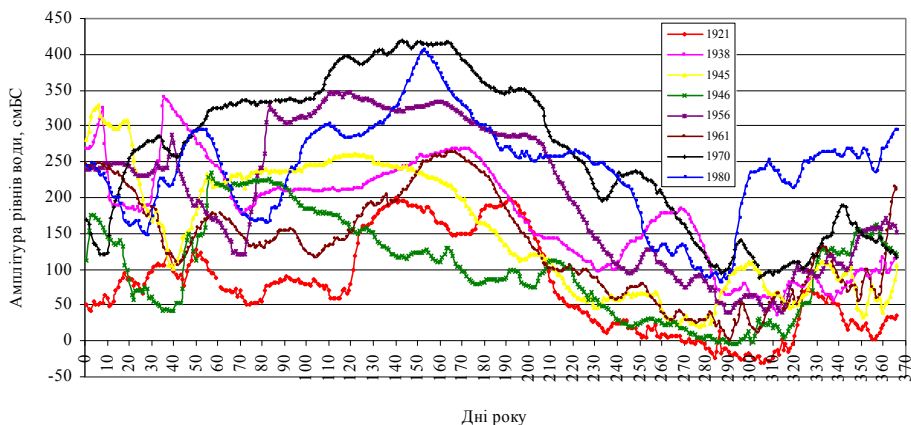


Рис. 3. Характерні амплітуди рівнів води для р. Дунай - м. Ізмаїл за гідрографами 1921-1988 рр., смБС

Необхідно відмітити, що весняна повінь на Дунаї є досить тривалою, до 216 діб (1941 р.), в середньому близько 4 місяців. Підняття рівня води в Дунаї означало затоплення за-

плави. При піднятті рівня води до відмітки 500 см майже вся територія заплави (95 % до 1955 р) покривалась водою і відбувався природний водообмін з озерами.

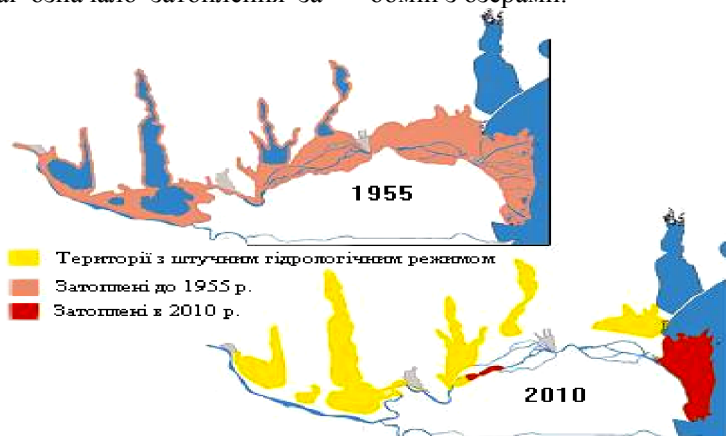


Рис. 4. Вплив будівництва дамб на зміну гідрологічного режиму територій і їх затоплення

В середині минулого століття почалося активне освоєння заплави нижнього Дунаю. Для захисту насе-

них пунктів, портових споруд, промислових підприємств, сільгоспугідь, риборозплідних ставків і меліоратив-

них об'єктів від затоплення в середині минулого століття уздовж українського берега Дунаю від м. Рені до м. Вилкове в 1955-1970 рр. був побудований комплекс протипаводкових гідротехнічних споруд загальною довжиною 239 км, у тому числі 215 км дамб і 13 шлюзів-регуляторів, призначених для водогосподарського менеджменту Придунайських озер.

Величезні ділянки заплави, розташовані між річкою і придунайськими озерами, були осушені і перетворені в сільгоспугіддя, а озера стали використовувати як водосховища для питного водопостачання, зрошення та рибництва, для захисту прилеглих заплавних земель від затоплення та регулювання накопичення у водосховищах води для зрошення (рис. 4).

Побудова дамби вздовж Дунаю (на відстані 100-150 м від річки) на ділянці Рені – Ізмаїл (55 км), де русло має найбільшу ширину (місцями до 1600 м і глибиною до 20 м), заблокувало природний водообмін з озерами і затоплення заплави. Велика частина заплави після 1960 рр. перетворена на сільськогосподарські угіддя які зрошуються водою Дунаю.

Мета досліджень – установити стан забруднення та якості води річки Дунай у пункті спостережень м. Кілія та виявити закономірності змін вмісту специфічних токсичних речовин у часі та за фазами водного режиму.

Методика досліджень

На основі результатів спостережень на стаціонарному гідрологічному пункті річка Дунай - м. Кілія (а також в меншій мірі Дунай - Вилкове) в системі Держгідрометслужби

України протягом 1950-2010 рр. та особистих досліджень автора [7-9] в цьому ж пункті протягом 1984-2000рр. було складено банк даних за наступними 50 показниками якості: витрата води при відборі проб ($\text{м}^3/\text{с}$), вміст головних іонів (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-), загальна мінералізація води, величина pH, вміст біогенних речовин (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^-), загального азоту й фосфору, мінерального фосфору (P-PO_4^{3+}), зважених речовин, насиченість киснем (O_2 , мг/дм^3), кольоровість води, перманганатна й біхроматна окислюваність (ПО, БО), біохімічне споживання кисню за 5 діб (БСК_5), вміст важких металів (Fe^{3+} , Cr^{3+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Cr^{6+} , Co^{2+} , Cd^{2+}), фенолів, нафтопродуктів (НП), синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР), залишків деяких пестицидів. Паралельні статистичні ряди даних хімічних аналізів містили до 420 значень.

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

Результати досліджень.

Уміст у природній воді річок нафтопродуктів, фенолів, СПАР, фторидів, ціанідів, пестицидів, важких металів та радіоактивності відноситься до специфічних показників токсичної й радіаційної дії.

Уміст нафтопродуктів у воді Дунаю змінювався від 0 (23,44 % проб) до $1,2 \text{ мг/дм}^3$ (5-6.07.1973). ГДК нафтопродуктів у водоймах рибогосподарського призначення, внутрішніх морях України й гранична межа 3 катего-

рії екологічної оцінки $0,05 \text{ мг/дм}^3$, а для водойм господарсько-побутового призначення – $0,3 \text{ мг/дм}^3$. При цьому, 47,46 % проб води Дунаю мали уміст нафтопродуктів нижчий за ГДК для водойм рибогосподарського призначення, а 89,5 % проб – для водойм господарсько-побутового призначення [14, 17]. Загалом рівень забруднення води нафтопродуктами є характерним і високим.

Середньоарифметичні значення умісту НП у воді зростали з $0,25$ (1971-1980 рр.) до $0,308$ (1991-1995) мг/дм^3 (табл. 1). У пізніші терміни ці показники постійно знижувались, а з 2001 р. є нижчими за ГДК для водойм рибогосподарського призначення.

За фазами водного режиму найви-

щий середній уміст НП у літню межень, найнижчий – у весняну повинь і у всі фази перевищує ГДК для водойм рибогосподарського призначення (табл. 2).

Середній найвищий **уміст нафтопродуктів** у воді Дунаю був у 1991-1995 рр. і становив $0,308 \text{ мг/дм}^3$ (7 категорія якості, брудна), у 1971-1980 рр. – $0,25 \text{ мг/дм}^3$ (6 категорія якості, сильно забруднена), у 1981-1990 рр. – $0,108 \text{ мг/дм}^3$ (5 категорія якості, помірно забруднена), у 1996-2000 рр. – $0,057$ (4 категорія якості, слабо забруднена), у 2001-2010 рр. – $0,039-0,017 \text{ мг/дм}^3$ (3 категорія якості, досить чиста). Отже, починаючи з 1996 р стан води Дунаю щодо забруднення нафтопродуктами постійно покращується.

Таблиця 1. Середньоарифметичний уміст специфічних показників токсичної дії у воді Дунаю за період спостережень, мг/дм^3

Інгредієнти	1971-1980	1981-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2010
НП	0,25	0,108	0,308	0,057	0,039	0,017
СПАР	0,072	0,015	0,044	0,018	0,014	0,015
Феноли	0,0037	0,0052	0,0054	0,0057	0,0106	0,0038
Фториди	0,21	0,26	0,24	0,23	0,28	0,29
Cu^{2+}	0,0072	0,0128	0,0144	0,0075	0,0066	0,0089
Zn^{2+}	0,0246	0,0359	0,1242	0,0658	0,0312	0,0367
Fe, заг	0,27	0,31	0,4122	0,2665	0,1932	0,3566
Cr^{6+}	-	0,0017	0,0032	0,0049	0,0035	0,0059
Mn^{2+}	0,0062	0,0607	0,0402	0,042	0,0219	0,0734
Ni^{2+}	0,0141	0,0165	0,0149	0,0163	0,0159	0,0187
Co^{2+}	0	0,0108	0,0122	0,0134	0,0117	0,0129
Al^{2+}	0,0059	0,0095	0,0084	0,0113	0,0186	0,0234
Cd^{2+}	-	0,000834	0,0009	0,0013	0,0032	0,0048
Hg^{2+}	0	0,00005	0,00004	0,000035	0,00003	0,000034
Pb^{2+}	0,0053	0,0086	0,0092	0,0084	0,0076	0,0091
^{90}Sr , Бк/ м^3	10,1	-	-	19,3	22,5	13,9
^{137}Cs , Бк/ м^3	-	-	-	2,18	2,12	1,48
Витрати води при відборі проб, $\text{м}^3/\text{с}$	4415	3456	3173	3905	3529	3570

Таблиця 2. Середньоарифметичний уміст специфічних показників токсичної дії у воді Дунаю у різні фази водного режиму, мг/дм³

Інгредієнти	Зимова межень	Весняна повінь	Літня межень	ГДК рибогосподарського призначення	ГДК господарсько-побутового використання	Гранична межа 3 категорії екологічної оцінки
НП	0,1207	0,1039	0,1358	0,05	0,3	0,05
СПАР	0,0290	0,0369	0,0274	0,2	-	0,02
Феноли	0,0056	0,0070	0,0060	0,001	0,001	0,001
Фториди	0,2806	0,2913	0,2364	-	-	0,1-0,15
Cu ²⁺	0,0116	0,0131	0,047	0,001	1	0,002
Zn ²⁺	0,0506	0,0765	0,0509	0,001	1	0,02
Fe, заг	0,234	0,4031	0,1962	0,1	0,3	0,1
Cr ⁶⁺	0,0031	0,0031	0,0030	0,001	0,05	0,005
Mn ²⁺	0,0415	0,0475	0,0419	0,01	0,1	0,05
Ni ²⁺	0,0147	0,0114	0,0155	0,01	0,1	0,01
Co ²⁺	0,0026	0,0306	0,0034			
Al ³⁺	0,0088	0,0098	0,0061			
Cd ²⁺	0,0003	0,0012	0,0002	0,005	0,002	0,0002
Hg ²⁺	0	0,00004	0,000038		0,001	0,0002
Pb ²⁺	0,0109	0,0044	0,0049	0,1	0,03	0,01
Sn ³⁺	0	0	0,0390			

Нафтопродукти належать до найпоширеніших і небезпечних речовин, які забруднюють природні води. Поняття «нафтопродукти» у гідрохімії умовно обмежується лише вуглеводневою фракцією, яка становить 70—90 % від суми всіх речовин, які входять до складу нафти й продуктів її переробки.

Значні кількості нафтопродуктів потрапляють у природні води при перевезенні нафти водним шляхом, із стічними водами промислових підприємств, особливо нафтодобувної та нафтопереробної промисловості, із господарсько-побутовими стічними водами. У результаті процесів випаровування, сорбції, біохімічного та хімічного окислення концентрація нафтопродуктів у воді може суттєво знижуватись. Швидкість цих процесів залежить від складу нафтопродуктів, температурного режиму водного об'єкта, інтенсивності розвитку утилізаційних процесів за участі мікро-

організмів [19].

За підрахунками спеціалістів ООН, Дунай "транспортує" щорічно в Чорне море 206 тис. т нафти, 12 тис. т цинку, 4,5 тис. тонн свинцю, 2,2 тис. т фенолу, 1,5 тис. тонн хрому, 2 тис. тонн миш'яку, 200 тонн кадмію, 80 т ртуті.

Уміст фенолів у воді Дунаю змінювався від 0 (5,37 % проб) до 0,06 (26.06.2003) мг/дм³. ГДК фенолів у водоймах рибогосподарського призначення, господарсько-побутового призначення й гранична межа 3 категорії екологічної оцінки 0,001 мг/дм³. Лише в 11,2 % проб уміст фенолів був нижчим ГДК [17]. Отже, забруднення води Дунаю фенолами за повторюваністю є характерним з дуже високим рівнем [18].

Середньоарифметичні значення фенолів у воді Дунаю зростали з 0,0037 мг/дм³ у 1971-1980 рр. (5 категорія якості – помірно забруднена) до 0,0106 мг/дм³ у 2001-2005рр. (6 катего-

рія якості – сильно забруднена) (табл. 1). З 2006 р. води Дунаю за умістом фенолів є помірно забрудненими.

За фазами водного режиму найвищий уміст фенолів у весняну повінь, найнижчий – у зимову межень (табл. 2).

У природних умовах феноли утворюються при процесах метаболізму водних організмів, при біохімічному окисленні та трансформації органічних речовин, які проходять як у водній товщі, так і в донних відкладах. Вони є одними з найпоширеніших забруднювальних речовин, які надходять у природні води зі стічними водами нафтопереробних, лісохімічних, коксохімічних, лакофарбових, фармацевтичних та інших підприємств. Концентрація фенолів у стічних водах може перевищувати 10–20 г/дм³ [16].

Уміст синтетичних поверхнево-активних речовин у воді Дунаю змінювався від 0 (29,1 % проб) до 0,37 (20.05.1994) мг/дм³. ГДК для водойм рибогосподарського призначення 0,2 мг/дм³. Кількість проб в яких уміст СПАР перевищував ГДК для водойм рибогосподарського призначення складає лише 0,8 %. Забруднення вод Дунаю СПАР є одиночним з низьким рівнем.

За середньоарифметичними показниками **уміст синтетичних поверхнево-активних речовин** у воді Дунаю був найвищим у 1971-1980 рр. – 0,072 мг/дм³ (5 категорія якості - **помірно забруднена**), дещо нижчим у 1991-1995 – 0,044 (4 категорія якості – слабо забруднена) і на рівні 3 категорії якості (досить чиста) в усі інші періоди досліджень.

За фазами водного режиму уміст СПАР у воді Дунаю був найвищим у весняну повінь, найнижчим – у літню

межень, але на рівні показників забруднення 4 категорії якості для усіх фаз водного режиму (табл. 2).

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 фторидів у воді Дунаю змінювався від 0,17 до 0,59 мг/дм³ і був присутнім у всіх пробах води. За середньоарифметичними показниками вмісту фторидів вода річки у всі періоди досліджень відносилась до 5 категорії якості.

Уміст міді у воді Дунаю змінювався від 0 (3,4 % проб) до 0,15 мг/дм³ (16.09.1990). В 93,4 % проб води уміст міді був вищим за ГДК для водойм рибогосподарського призначення, а 83,7 % проб – перевищували граничну межу 3 категорії екологічної оцінки, тобто вода в кращому випадку була слабо забрудненою. Загалом, забруднення води Дунаю Cu^{2+} є характерним з дуже високим рівнем.

За середніми значеннями уміст міді у воді Дунаю в часі зростав з 0,0072 мг/дм³ в 1971-1980 рр. до 0,0144 мг/дм³ в 1991-1995 рр. Пізніше він був значно нижчим ніж у 1991-1995 рр. При цьому вода Дунаю за умістом міді в 1971-1980 і 1996-2010 рр. відносилась до 4 категорії якості (слабо забруднена), а в 1981-1995 рр. – до 5 (помірно забруднена).

Найчастіше надходить мідь у водні об'єкти з стічними водами хімічних і металургійних виробництв, шахтними водами, реагентами, що містять мідь, а також з стічними водами з сільськогосподарських угідь і гірських порід.

Цинк також виявлено у воді річки

Дунай у концентраціях від 0 (1,9 % проб) до $0,532 \text{ мг/дм}^3$ (14.06.1992). Лише в 12,38 % проб уміст цинку був нижчим за ГДК для водойм рибогосподарського призначення, 81,9 % проб мали значення вищі за граничну межу 3 категорії екологічної оцінки ($0,02 \text{ мг/дм}^3$). Забруднення води річки цинком оцінюється як характерне за повторюваністю з дуже високим рівнем.

Якщо розглядати уміст цинку за фазами водного режиму, то дещо вищими є показники для весняної повені, а для зимової й літньої межені значення практично на одному рівні (табл. 2). Слід відмітити, що у всі фази водного режиму вода за умістом цинку відносилася до 5 категорії якості.

Середній уміст Zn^{2+} як і міді у воді Дунаю зростав з $0,0246 \text{ мг/дм}^3$ в 1971-1980 рр. до $0,1242 \text{ мг/дм}^3$ в 1991-1995 рр. Пізніше концентрація цинку у воді Дунаю була значно нижчою (табл. 1).

За середнім умістом цинку у різні періоди досліджень вода річки Дунай у 1971-1990 та 2001-2010 рр. відносилася до 4 категорії якості (слабо забруднена), у 1991-1995 рр. – до 6 категорії якості (сильно забруднена), у 1996-2000 рр. – до 5 категорії якості (помірно забруднена)

Уміст Cr^{6+} у воді Дунаю змінювався від 0 (36,07 % проб) до $0,014 (12.12.2007) \text{ мг/дм}^3$. Концентрації хрому вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення виявлено в 55,25 % проб, а в 49,7 % проб – значення вищі за межу 3 категорії екологічної оцінки. Забруднення води Cr^{6+} є характерним і високим.

За середніми значеннями вмісту хрому (шестивалентного) у часі вода нижнього Дунаю у 1981-1990 рр. відносилася до 1-2 категорії якості (чиста), у 1991-2005 рр. – до 3 категорії якості

(досить чиста), у 2006-2008 рр. – до 4 категорії якості (слабо забруднена).

За фазами водного режиму середній уміст хрому у воді Дунаю був на одному рівні – $0,003\text{-}0,0031 \text{ мг/дм}^3$, а вода відносилася до 3 категорії якості.

Уміст **загального заліза** у воді Дунаю змінювався від 0 (2,8 % проб) до $5,0 \text{ мг/дм}^3$ (21.05.1968). Концентрацію заліза у воді від 0 до $0,1 \text{ мг/дм}^3$ мали 39,3 % проб, від $0,1$ до $0,2 \text{ мг/дм}^3$ – 23,24 % проб, від $0,2$ до $0,3$ – 14,08 % проб. Концентрацію заліза вищу за 1 мг/дм^3 мали 3,87 % проб води Дунаю.

При цьому, 41,2 % проб мали значення нижчі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення та за граничну межу 3 категорії екологічної оцінки. Найвищий уміст заліза у воді Дунаю припадає на тривалий період з 29.10.1988 р. по 13.05.1993 р. Окремі одиниці високі концентрації заліза у воді річки характерні практично для всього періоду досліджень. Загалом, рівень забруднення води Дунаю загальним залізом є характерним і високим.

Середній уміст заліза у воді Дунаю зростав від $0,224 \text{ мг/дм}^3$ у 1949-1960 рр., $0,2$ – у 1961-1970 рр., до $0,412 \text{ мг/дм}^3$ у 1991-1995 рр. У пізніший період середній уміст заліза у воді Дунаю значно знизився і не перевищував $0,356 \text{ мг/дм}^3$. За середнім умістом загального заліза вода Дунаю у 1949-2010 рр. відносилася до 4 категорії якості (слабо забруднена).

За фазами водного режиму вода Дунаю за середнім умістом загального заліза найбільш чистою була у літню межень ($0,1962 \text{ мг/дм}^3$), найбільш брудною – у весняну повінь ($0,4031 \text{ мг/дм}^3$).

Уміст **марганцю** у воді Дунаю змінювався від 0 (2,68 % проб) до $0,6778 \text{ мг/дм}^3$ (2.06.2007 р.). Лише

22,8 % проб мали значення нижчі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення, а 69,3 % проб – за граничну межу 3 категорії екологічної оцінки. Загалом, рівень забруднення води марганцем є характерним і дуже високим для Дунаю.

Середній уміст *марганцю* у воді Дунаю мав значні коливання в часі і змінювався від 0,0062 мг/дм³ у 1971-1980 рр. до 0,0734 мг/дм³ у 2006-2008 рр. (табл. 6.7). За середнім умістом марганцю вода Дунаю у 1971-1980 рр. відносилася до 1-2 категорії якості (чиста), пізніше з 1991 по 2005 рр. – до 3 категорії якості, а в 1981-1990 та 2006-2010 рр. – до 4 категорії якості (слабо забруднена).

За фазами водного режиму вода Дунаю за середнім умістом марганцю як і хрому суттєвої різниці не мала і відносилася до 3 категорії якості.

Уміст нікелю у воді Дунаю змінювався від 0 (35,1 % проб) до 0,054 (6.11.1987) мг/дм³. Концентрації нікелю вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення й значення вищі за межу 3 категорії екологічної оцінки води виявлено в 46,4 % проб. Це свідчить, що забруднення води Дунаю нікелем є стійким за повторюваністю й середнім за рівнем (перевищення ГДК в 2-10 раз [18]).

Середні значення вмісту нікелю у воді нижнього Дунаю є стабільними у часі і вода у всі періоди досліджень відносилася до 4 категорії якості (слабо забруднена).

За фазами водного режиму середній уміст нікелю у воді Дунаю був найвищим у літню межень, найнижчим – у весняну повідь (табл. 2), а вода у всі фази відносилася до 4 категорії якості.

Уміст свинцю у воді Дунаю змінювався від 0 (61,6 % проб) до 0,05 (29.10.1988) мг/дм³. Концентрації хро-

му вищі за ГДК для водойм рибогосподарського призначення у воді Дунаю не виявлено, а значення вищі за межу 3 категорії екологічної оцінки води виявлено в 21,6 % проб.

Середні значення вмісту свинцю у воді нижнього Дунаю є стабільними у часі і вода у всі періоди досліджень відносилася до 3 категорії якості.

За фазами водного режиму середній уміст свинцю у воді Дунаю був найвищим у зимову межень 0,0109 мг/дм³ (4 категорія якості), найнижчим – у весняну повідь – 0,0044 та 0,0049 мг/дм³ у літню межень (3 категорія якості).

Уміст *алюмінію* у воді Дунаю змінювався від 0,00087 (9.08.1980) до 0,55 мг/дм³ (7.07.1987). Уміст алюмінію у воді не нормується.

Середній уміст *алюмінію* у воді Дунаю постійно зростав від 0,0059 мг/дм³ у 1971-1980 рр. до 0,0234 мг/дм³ у 2006-2010 рр.

За фазами водного режиму вода Дунаю за середнім умістом алюмінію була найвищою у весняну повідь, найнижчою – у літню межень (табл. 2).

Уміст *кадмію* у воді Дунаю змінювався від 0,00032 до 0,0064 мг/дм³. При цьому, 6,27 % проб води мали концентрацію кадмію вищу за ГДК для водойм рибогосподарського призначення. Отже, забруднення води Дунаю кадмієм є одиночним за повторюваністю і низьким за рівнем.

Середньоарифметичні значення вмісту кадмію у воді Дунаю постійно зростали (табл. 1), а вода у період 1981-2000 рр. відносилась до 5 категорії якості, а в 2001-2010 рр. – до 6 категорії якості. За фазами водного режиму вода Дунаю за вмістом кадмію є значно менш забрудненою у літню й зимову межень у порівнянні з весняною повідню.

Уміст *ртуті* у воді Дунаю змінювався від 0 до 0,0002 мг/дм³, що не перевищувало межі 3 категорії якості. За середнім умістом ртуті вода Дунаю у всі періоди досліджень відносилася до 1-2 категорії якості – чиста.

Крім того, при одиночних не періодичних аналізах у воді Дунаю виявляли уміст олова від 0 до 0,3 мг/дм³, титану – 0-0,4 мг/дм³, срібла – 0-0,0005 мг/дм³, ванадію – 0-0,0063 мг/дм³, молібдену –

0-0,03 мг/дм³. Але низька періодичність відбору проб на зазначені аналізи й недостатня кількість даних не дозволяють більш детально характеризувати стан забруднення води Дунаю за зазначеними вище інгредієнтами.

За даними Мірошніченко [10] важкі метали вод Дунаю мають наступні основні характеристики, що впливають на фазове розподілення (табл. 3).

Таблиця 3 Біогеохімічні властивості важких металів

Властивості	Fe	Mn	Cu	Ni	Zn
Біохімічна активність	В	В	В	П	В
Токсичність	Н	П	П	П	П
Мінеральна форма поширення	В	П	Н	Н	Н
Органічна форма поширення	В	В	В	В	В
Тенденція до біоконцентрування	В	В	П	В	П
Розчинність сполук	П	П	В	П	В
Здібність до комплексоутворення	В	П	В	Н	В

В – висока, П – помірна, Н – низька [10,11]

Частина проб води р. Дунай містила залишки хлорорганічних і фосфорорганічних *пестицидів* або продукти їх розкладання – метаболіти, у кількостях значно нижчих за ГДК. Так, уміст α -ГХЦГ у Дунаї змінювався від 0 до 0,000141 мг/дм³, γ -ГХЦГ – від 0 до 0,000117 мг/дм³, ДДТ – від 0 до 0,000672 мг/дм³, ДДЕ – від 0 до 0,00008 мг/дм³, ліндану – від 0 до 0,000036 мг/дм³. При цьому в 62-69,4 % проб взагалі не виявлено умісту пестицидів.

За середньоарифметичним умістом залишків пестицидів вода Дунаю у всі періоди досліджень відносилася до 3 категорії якості – досить чистої [5].

Вміст *радіонуклідів* у воді річки Дунай коливався в межах значень останніх років і був близьким до передаварійних рівнів (табл. 6.7). Концентрація стронцію-90 у поверхневих

водах Дунаю до 1986 року становила 10-15 Бк/м³. Середня концентрація стронцію-90 й цезію-137 у дунайській воді у створі м. Кілія в 2009 р становила відповідно 10,9 та 1,4 Бк/м³.

Розрахунок *індексу забруднення води* (ІЗВ) проводиться за обмеженим числом інгредієнтів. Визначається середнє арифметичне значення результатів хімічних аналізів по кожному з таких показників: азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню. Знайдене середнє арифметичне значення кожного з показників порівнюється з гранично допустимими концентраціями. При цьому у випадку розчиненого кисню величина гранично допустимої концентрації ділиться на знайдене середнє арифметичне значення концентрації кисню, тоді як

для інших показників це робиться навпаки.

Розрахунок ІЗВ, за обмеженням числом інгредієнтів дав наступні результати: 1971-1980 рр. – 2,426, 1981-1990 рр. – 2,482 (3 клас, вода помірно забруднена), 1991-1995 рр. – 2,595 (4 клас, вода забруднена), 1996-2000 рр. – 1,645, 2001-2005 рр. – 2,494, 2006-2010 рр. – 1,09 (3 клас, вода помірно забруднена) (див. табл. 6.5, 6.6). Отже, вода річки Дунай за індексом забруднення, протягом 1971-1990 і 1996-2010 рр. знаходилася під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистеми, а в період

1991-1995 рр. – вода мала порушені екологічні параметри, а екологічний стан оцінювався як екологічний регрес.

Загальна оцінка води Нижнього Дунаю *за всією множиною показників* (за так званою функцією міри R, [18]) наведена у табл. 4 і свідчить, що вода у всі періоди досліджень відносилась до 4 категорії якості – задовільна.

Необхідно відмітити, що сольовий склад води Дунаю охарактеризовано в роботі [8], трофо-сапробіологічні показники – в роботі [9]. Таблиця 4 цієї статті є узагальненням всього матеріалу по Дунаю.

Таблиця 4. Загальна оцінка якості води за всією множиною показників

Категорії якості води	Кількість показників відповідної категорії та загальна оцінка якості води					
	1971-1980	1981-1990	1991-1995	1996-2000	2001-2005	2006-2010
1	2	1	1	3	1	1
2	6	8	6	6	6	7
3	5	5	6	6	9	6
4	5	4	3	4	4	7
5	7	5	5	6	4	4
6	1	4	3	2	4	2
7	1	1	3	1	0	1
8	1	0	1	0	0	0
Загальна оцінка R	3,75	3,71	4,11	4,07	3,57	3,57

Висновки

1. Середній найвищий *уміст нафтопродуктів* у воді Дунаю був у 1991-1995 рр. і становив 0,308 мг/дм³ (7 категорія якості, брудна), у 1971-1980 рр. – 0,25 мг/дм³ (6 категорія якості, сильно забруднена), у 1981-1990 рр. – 0,108 мг/дм³ (5 категорія якості, помірно забруднена), у 1996-2000 рр. – 0,057 (4 категорія якості, слабо забруднена), у 2001-2010 рр. – 0,039-0,017 мг/дм³ (3 категорія якос-

ті, досить чиста). Отже, починаючи з 1996 р стан води Дунаю щодо забруднення нафтопродуктами постійно покращується.

2. Забруднення води Дунаю *фенолами* за повторюваністю є характерним з дуже високим рівнем. Середньоарифметичні значення фенолів у воді Дунаю зростали з 0,0037 мг/дм³ у 1971-1980 рр. (5 категорія якості – помірно забруднена) до 0,0106 мг/дм³ у 2001-2005рр. (6

категорія якості – сильно забруднена). З 2006 р. води Дунаю за умістом фенолів є помірно забрудненими. За фазами водного режиму найвищий уміст фенолів у весняну повінь, найнижчий – у зимову межень.

3. За середньоарифметичними показниками **уміст синтетичних поверхнево-активних речовин** у воді Дунаю був найвищим у 1971-1980 рр. – 0,072 мг/дм³ (5 категорія якості - помірно забруднена), нижчим у 1991-1995 – 0,044 (4 категорія якості – слабо забруднена) і на рівні 3 категорії якості (досить чиста) в усі інші періоди досліджень. За фазами водного режиму уміст СПАР у воді Дунаю був найвищим у весняну повінь, найнижчим – у літню межень, але на рівні показників забруднення 4 категорії якості для усіх фаз водного режиму. Загалом, виходячи з встановленого в Україні ГДК, забруднення вод Дунаю СПАР є одним з низьким рівнем.

4. За середньоарифметичними показниками вмісту **фторидів** вода річки Дунай у всі періоди досліджень відносилась до 5 категорії якості. Уміст фторидів, фенолів, СПАР був вищий у фазу водного режиму – весняна повінь

5. Забруднення води Дунаю **важкими металами** (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Fe^{3+} , Cr^{6+} , Mn^{2+}) є характерним з високим і дуже високим рівнем. Вода майже у

всі періоди досліджень характеризується як слабо та помірно забруднена (4-5 категорії якості). У весняну повінь вищі концентрації ніж в інші фази водного режиму таких важких металів як залізо, кобальт, олово, кадмій, алюміній, влітку – олова, взимку – свинцю.

6. За середньоарифметичним умістом залишків **хлорорганічних пестицидів** вода Дунаю у всі періоди досліджень відносилась до 3 категорії якості – досить чистої.

7. За **індексом забруднення** вода річки Дунай, протягом 1971-1990 та 1996-2010 рр. була помірно забрудненою (3 клас) і знаходилась під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистеми, а в період 1991-1995 рр. – вода була забрудненою (4 клас) й мала порушені екологічні параметри, а екологічний стан оцінювався як екологічний регрес.

Загальна оцінка води Нижнього Дунаю за **всією множиною показників** (за так званою функцією міри R, [22]) свідчить, що вода у всі періоди досліджень відносилась до 4 категорії якості – задовільна.

Отже, за багатьма показниками забруднення вода Дунаю знаходиться під значним антропогенним впливом, рівень його близький до межі стійкості системи.

Література

1. Александров Б.Г., Зайцев Ю.П., Воробьева Л.В. и др. Экосистема взморья украинской дельты Дуная. – Одесса: Астропринт, 1998. 329 с.
2. Алмазов А.М. Гидрохимия устьевых областей рек: Сев. Причерноморье. К., Изд-во Академии наук Укр. ССР, 1962. 255 с.
3. Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління // Під ред. Ю.Р. Шеляга-Сосонка. Київ. Наукова думка, 1999. 704 с.
4. Жежеря В. А. Особенности миграции алюминия в поверхностных водах с повышенным содержанием гумусовых веществ: натурные и экспериментальные исследования/ Же-

- жеря В. А., Лінник П. М. // Экологическая химия – 2010. – №19(4). – С.213-228.
5. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України: Методика. КНД 211.1.4.010.94.-К., 1994, - 37 с.
 6. Левашова Е.А., Михайлов В.Н., Михайлова М.В. Естественные и антропогенные изменения стока воды и наносов в устье Дуная // Водные ресурсы. - 2004. – 31, № 3.- С.261-272.
 7. Лозовіцький П.С. Гідрохімічна характеристика і іригаційна оцінка води основних джерел зрошення півдня України // Меліорація і водне господарство, К, 1997. Вип. 84, С. 71-83.
 8. Лозовіцький П.С., Молочко А.М., Бібік В.М., Лозовіцький А.П., Молочко М.А. Екологічна оцінка якості вод Дунаю // Часопис картографії. Вип. 1. 2011. С. 135-148.
 9. Лозовіцький П.С. Трофо-сапробіологічні показники води р. Дунай – м. Кілія. // Меліорація і водне господарство. 2013. Вип. 100. С. 84-99.
 10. Мірошніченко О. П. Фізико-хімічні особливості міграції важких металів в поверхневих водах та донних відкладах української частини р. Дунай. Людина та довкілля. Проблеми неоекології. № 3-4, 2011. С.123-129.
 11. Михайлов В. Н., Повалишнікова Е. С. и др. Многолетние изменения уровней воды в Килийском рукаве дельты Дуная // Водн. ресурсы. – 2001. – 28, № 2. – С. 189-195
 12. Михайлов В. Н. Баланс наносов в устье Дуная // Водные ресурсы. 2001. Т. 28. № 2. С.202-207.
 13. Мур Дж. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния/ Дж. Мур, С. Рамамурти; [Пер. с англ.]– М.:Мир, 1987. – 288 с.
 14. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Москва, 1990 г.
 15. Поліщук В.В., Шегя В.В. Історична біографія Дунаю або нагальні проблеми сьогодення у світлі особливостей великої європейської річки. Укр. Міжнародна академія оригінальних ідей. – К., 1998. 680 с.
 16. Романенко В.Д., Поліщук В.В. та ін. Екологічні проблеми басейну Дунаю в межах України. Гідроекологічне товариство України. К., 1996. 360 с.
 17. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. СанПиН № 4630–88. Министерство здравоохранения СССР, Москва, 1988 г.
 18. Сніжко С.І Оцінка та прогнозування якості природних вод: Підручник. - К.: Ніка-Центр, 2001. – 264 с.:іл.
 19. Харченко Т.А., Тимченко В.М., Ковальчук А.А. и др. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. – К.: Наук. думка, 1993. – 328 с.
 20. Rengasany P. // Agr. Water Vonog, 1987, 12. 207.

КОНЦЕПТУАЛЬНІ НАПРЯМИ ВПРОВАДЖЕННЯ КУЛЬТУРИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Азаров С.І.¹, Сидоренко В.Л.²

¹Інститут ядерних досліджень НАН України,
пр. Науки, 47, 03680, м. Київ,
azarovsi@i.ua;

²Інститут державного управління у сфері цивільного захисту,
вул. Вишгородська, 21, 04074, м. Київ,
generals2007@i.ua

Наведено результати науково-аналітичного аналізу використання принципів культури екологічної безпеки щодо мінімізації ризиків на прикладі експлуатації об'єктів підвищеної екологічної небезпеки. Розглянуто основні принципи та складові загальнодержавної програми підвищення культури екологічної безпеки та схема синтезу системи забезпечення культури екологічної безпеки. Визначено завдання, що вирішуються при реалізації процесу впровадження культури екологічної безпеки. Приділено увагу основоположним принципам культури екологічної безпеки на вищому рівні безпечної експлуатації об'єктів підвищеної екологічної небезпеки та ролі людського фактору у забезпеченні техногенної безпеки. *Ключові слова:* культура безпеки, мінімізація ризиків, об'єкти підвищеної екологічної небезпеки.

Концептуальные направления внедрения культуры экологической безопасности. Азаров С.И., Сидоренко В.Л. Предоставлены результаты научно-аналитического анализа использования принципов культуры экологической безопасности для минимизации рисков на примере эксплуатации объектов повышенной экологической опасности. Рассмотрены основные принципы и составляющие повышения уровня культуры экологической безопасности и схема синтеза системы обеспечения культуры экологической безопасности. Определены задачи, которые решаются при реализации процесса внедрения культуры экологической безопасности. Уделено внимание основополагающим принципам культуры экологической безопасности на высшем уровне безопасной эксплуатации объектов повышенной экологической опасности и роли человеческого фактора в обеспечении безопасности. *Ключевые слова:* культура безопасности, минимизация рисков, объекты повышенной экологической опасности.

Conceptual directions of instilling on safety ecological culture. Azarov S., Sydorenko V. Provided scientific and analytical analysis of the use of the principles of safety culture to minimize environmental risks by the example of exploitation of ecological objects of increased security. Considered the basic principles and components of a national program to improve the safety culture. Shows the scheme of the synthesis of the system to ensure a culture of safety at exploitation ecological objects of increased security. Identified the tasks to be solved in the implementation process of the implementation of a safety culture. Attention is paid to the basic principles of the safety culture at the highest level of safe at exploitation of ecological objects of increased security and the role of the human factor in ensuring the safety culture. *Keywords:* safety culture, risk minimization, ecological objects of increased security.

Вступ

Одним із пріоритетних напрямків

екологічної безпеки (ЕБ) України є
забезпечення техногенно безпечних

умов життєдіяльності громадян і суспільства, збереження навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів. Становлення нової культури ЕБ, що спирається на підвищення ступеня розвиненості особистості і суспільства, можливо в результаті перетворення свідомості всіх верств суспільства. Утворення при цьому має носити випереджаючий характер, що дозволяє суспільству перейти від пріоритету захисту в сформованих ситуаціях до пріоритету запобігання цим ситуаціям, до усунення причин загроз, та забезпечення своєї безпеки життєдіяльності (БЖД).

У забезпеченні БЖД важливе значення має загальнодержавна програма підвищення культури ЕБ, що включає, по-перше, комплекс заходів, спрямованих на попередження, своєчасне виявлення та локалізацію небезпечних ситуацій у побутовій і виробничій сферах; загальне підвищення рівня інформованості та обізнаності громадян з питань забезпечення ЕБ; достатнє фінансування; розробку відповідних законів та нормативно-правових актів з питань забезпечення БЖД, а, по-друге, – управління БЖД [1]. Культура ЕБ – це мета, а БЖД – засіб (шляхи та методи) її досягнення.

У науковій літературі культура безпеки визначається як рівень розвитку людини і суспільства, що характеризується значущістю забезпечення безпеки життєдіяльності в системі особистісних і соціальних цінностей, безпечної поведінки в повсякденному житті і в умовах небезпечних та надзвичайних ситуацій (НС), рівнем захищеності від загроз і небезпек в усіх сферах життєдіяльності [2].

Виходячи з цього її складовими визнаються:

- на індивідуальному рівні – це світогляд, норми поведінки, індивідуальні цінності і підготовленість людини у сфері безпеки життєдіяльності;
- на колективному рівні – корпоративні цінності, професійна етика та мораль, підготовленість персоналу у сфері безпеки;
- на суспільному рівні – традиції безпечної поведінки, суспільні цінності, підготовленість населення у сфері безпеки життєдіяльності.

З метою визначення підходів до удосконалення нормативно-правової бази у сфері екології в частині управління та культури ЕБ під час експлуатації об'єкта підвищеної екологічної небезпеки (ОПЕН) в Україні ініційовано роботу з порівняльного аналізу із сучасними стандартами Європейського Союзу й аналізу їх застосування.

Виклад основного матеріалу

Культура безпеки (safety culture) – це складова загальної культури, яка включає загальні цінності, погляди і моделі поведінки, що дають специфічні особливості. Культура безпеки є каталізатором підвищення рівня екологічної безпеки шляхом науково-обґрунтованого забезпечення керівників підприємств об'єктивними даними щодо розвитку та впровадженню стратегічних ініціатив, які мобілізують обслуговуючий персонал на мінімізацію техногенних ризиків.

Культура безпеки належить до загального поняття прихильності й особистої відповідальності осіб, які

займаються будь-якою діяльністю, що впливає на ОПЕН. Особливо підкреслюється причина встановлення меж безпеки та наслідків їх порушення для ЕБ [3].

На сьогодні [4] в Україні існують біля 4000 ОПЕН, на яких використовуються, виготовляються, переробляються, зберігаються і транспортуються техногенно небезпечні речовини, які становлять собою реальну загрозу виникнення НС.

До ОПЕН відносяться хімічно небезпечні об'єкти (ХНО), вибухопожежонебезпечні об'єкти (ВПНО), радіаційно небезпечні об'єкти (РНО), військові об'єкти (ВО) тощо.

Умовою безпечної експлуатації будь-якого ОПЕН є знання і розуміння у повному обсязі потенційних небезпек, що пов'язані з використанням даних об'єктів.

Безпечне існування ОПЕН та забезпечення їхньої ефективної роботи вимагає створення належної нормативно-правової бази і нових підходів до підвищення рівня техногенної безпеки шляхом синтезу системи забезпечення культури безпеки експлуатації певних об'єктів (рис. 1).

Основними складовими підвищення безпеки експлуатації ОПЕН є удосконалення проекту, поліпшення процедур, розвиток культури ЕБ.

Комплексний підхід до безаварійної експлуатації ОПЕН передбачає безперервне вдосконалення напрямків і розробку нових нормативно-правових аспектів та організаційно-розпорядчих документів, де центральне місце займає культура ЕБ.

Культура ЕБ при експлуатації ОПЕН визначається ступенем відповідності нормативно-технічної, організаційно-розпорядчої, техніко-

експлуатаційної та облікової документації по безпеці, процедурам контролю потенційних небезпечних технологічних процесів всіх ієрархічних систем управління ОПЕН та окремої особистості (оператора).

Процес виміру культури ЕБ заснований на кількісних і якісних даних, інструментах лідерства і керівництва та безпосередньої комунікації.

При реалізації цього процесу необхідно:

- охарактеризувати культуру ЕБ на ОПЕН, що сформувалася, з використанням кількісних показників і визначити тенденції розвитку культури ЕБ;
- інтегрувати принципи культури ЕБ в процеси виконання робіт;
- сформувати прихильність працівників до принципів культури безпеки й активне використання досвіду існуючого ОПЕН світу;
- забезпечити централізоване планування заходів щодо розвитку культури ЕБ, проведення самооцінок експлуатаційної безпеки та проведення днів безпеки;
- оцінити ефективність виконаних заходів, спрямованих для забезпечення і підтримку високої культури ЕБ.

Оцінка культури ЕБ є каталізатором змін процесів шляхом забезпечення керівників даними по розвитку і впровадженню стратегічних ініціатив, які мобілізують людей на нові напрямки роботи.

При аналізі стану культури ЕБ на ОПЕН виділяються три основних аспекти:

- здатність виявляти сховані недоліки і невирішені проблеми безпеки;
- здатність ідентифікувати значи-

мість подій, проблем безпеки й – здатність витягати уроки й усувати адекватно реагувати на них; проблеми безпеки.

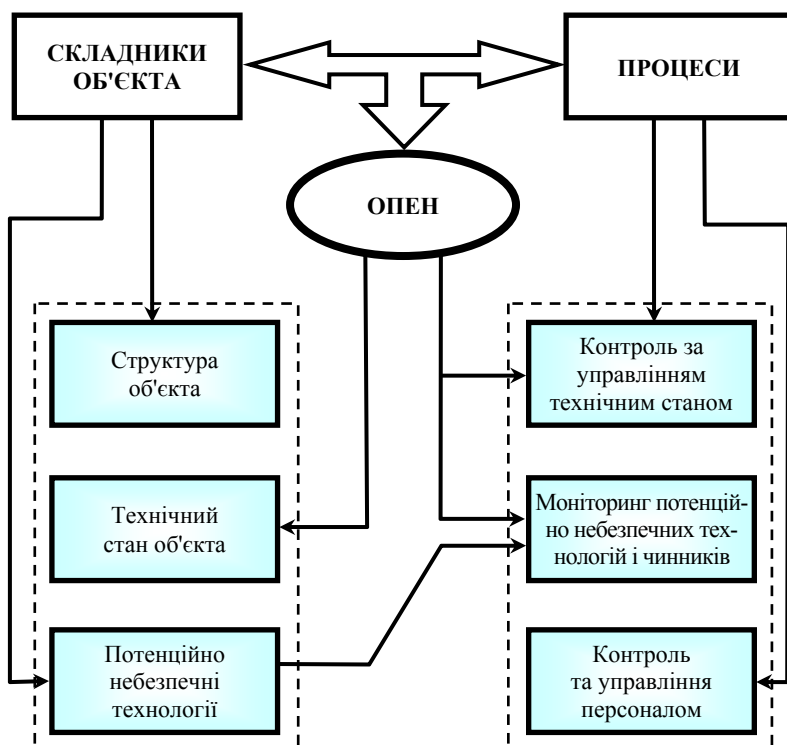


Рис. 1. Схема синтезу системи забезпечення культури ЕБ при експлуатації ОПЕН

Основоположні принципи культури ЕБ на вищому рівні безпечної експлуатації ОПЕН наступні:

- 1) роль держави у підтримці національної безпеки на високому рівні;
- 2) встановлення пріоритетів техногенної й екологічної безпеки над економічними та виробничими цілями;
- 3) встановлення персональної відповідальності керівного органу за забезпечення техногенно-екологічної безпеки;
- 4) науково-технічне обґрунтування безпечної експлуатації установок з

- врахуванням "людського фактора";
- 5) оптимізація захисних засобів;
- 6) обмеження вихідних подій, що приводять до аварійних ситуацій;
- 7) раннє виявлення ознак передаварійних ситуацій і запобігання розвитку тяжких аварій та їх наслідків;
- 8) аварійна готовність і реагування на НС техногенного і природного характеру;
- 9) захист теперішніх та майбутніх поколінь від наслідків техногенно-екологічних аварій.

Культура ЕБ багато в чому є проблемою людського фактору, який ві-

діграє вирішальну роль у процесі експлуатації ОПЕН і передбачає високу кваліфікацію і психологічну підготовку персоналу об'єкта.

Основні принципи культури ЕБ:

- 1) ОПЕН взаємодіє не тільки і не стільки з персоналом (оператором), а й з певним людським суспільством (населенням);
- 2) ОПЕН "не знає" законів природних і техногенних небезпек та НС;
- 3) ОПЕН представляє собою завжди абсолютно жорстку детерміновану (причинно-наслідкову) потенційно небезпечну систему;
- 4) правила й інструкції безпечної експлуатації ОПЕН завжди відносні;
- 5) прийняття управлінських рішень на рівнях ієрархічної структури повинні враховувати взаємні зв'язки (ОПЕН – людський фактор – довкілля);
- 6) зворотній зв'язок кожного рівня ієрархічної структури управляючого співтовариства з нижнім рівнем повинен бути повним і об'єктивним для можливості корекції впливу, що проходить через рівень керування;
- 7) повинний існувати надструктурний контролюючий і корегуючий незалежний орган, жорстко контролюючий надходження будь-яких нескоректованих сигналів.

Отримання принципів культури ЕБ досягається шляхом:

- встановлення пріоритету безпеки над економічними і виробничими цілями;
- підбору, навчання й підвищення кваліфікації керівників і персоналу експлуатуючої організації, регулюючих органів, а також виробників обладнання і постачальників послуг;

- суворого дотримання дисципліни при чіткому розподілі повноважень і особистій відповідальності керівників та безпосередніх виконавців;
- дотримання вимог виробничих інструкцій і технологічних регламентів безпечної експлуатації, їх постійного вдосконалення на основі накопичуваного досвіду і результатів науково-технічних досліджень;
- встановлення між керівниками всіх рівнів атмосфери довіри і таких підходів до колективної роботи, які сприяють зміцненню позитивного ставлення до безпеки;
- розуміння кожним працівником впливу його діяльності на безпеку і наслідків, до яких може призвести недотримання або неякісне виконання вимог нормативних документів, виробничих і посадових інструкцій, технологічного регламенту безпечної експлуатації;
- самоконтролю працівниками своєї діяльності, яка впливає на безпеку;
- розуміння кожним працівником неприпустимості приховування помилок, необхідності виявлення й усунення їх причин, постійного самовдосконалення, вивчення та впровадження передового досвіду, у тому числі зарубіжного;
- встановлення такої системи заохочень та стягнень за результатами виробничої діяльності, яка стимулює відкритість дій працівників і не сприяє приховуванню помилок у їх роботі.

Основними складовими культури ЕБ є: прихильність культури безпеки, використання процедур, консервативний підхід до прийняття рішень, система звітів; система документації

підприємства, система зміни небезпечних дій і станів, система навчання, обмін інформацією.

Додатковими компонентами ЕБ є: управління працею, практика виконання робіт, ресурси, досвід експлуатації, незалежна оцінка і самооцінка, програма коригуючих дій, готовність «піднімати питання», політика безпеки, відповідальність, управління організаційними змінами, середовище постійного навчання [5].

Управління ЕБ використовується для сприяння високій культурі безпеки за допомогою (рис. 2):

- забезпечення єдиного розуміння ключових аспектів культури ЕБ в рамках організації;
- надання засобів допомоги працівникам і колективам для безпечного й успішного виконання завдань з урахуванням взаємодії працівників, технології й організації;
- заохочення конструктивної та критичної позиції на всіх рівнях організації;
- надання засобів, за допомогою яких організація може прагнути постійно розвивати і підвищувати власну культуру ЕБ.

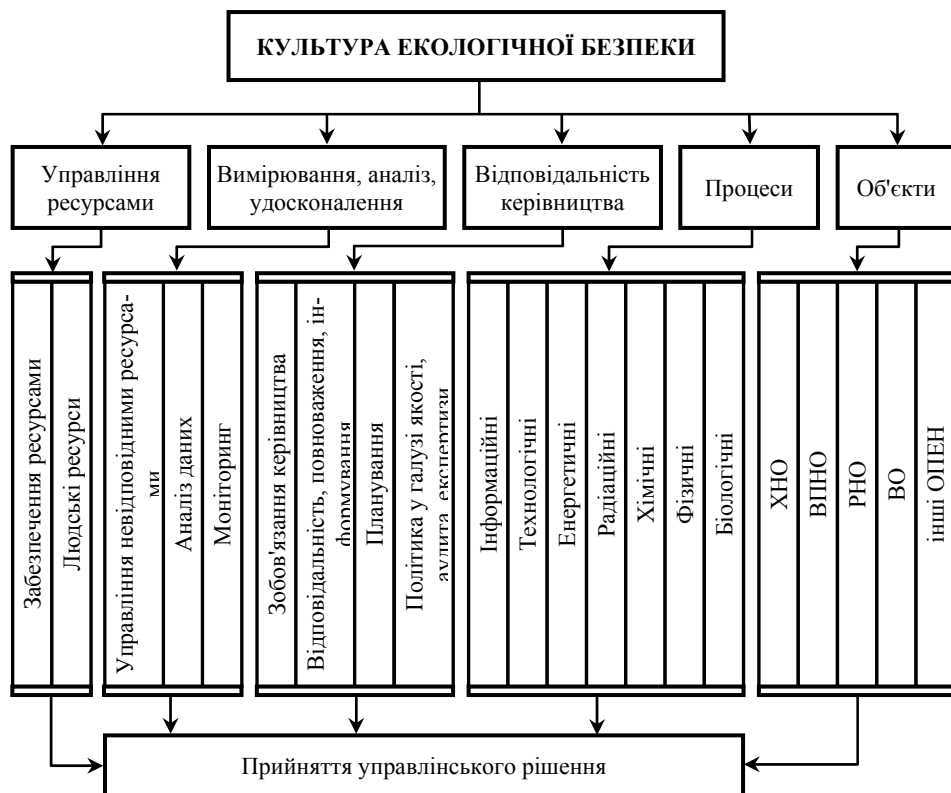


Рис. 2. Ієрархія інтерактивної системи управління екологічною безпекою

Система управління має використовуватися, оцінюватися і постійно

вдосконалюватися, відповідати задачам організації та сприяти їхньому

розв'язання. Основна мета системи управління полягає в досягненні та підвищенні рівня ЕБ за допомогою:

- послідовного зведення всіх вимог до управління організацією;
- опису планованих і систематично виконуваних дій, необхідних для забезпечення достатньої впевненості в тому, що всі вимоги виконуються;
- забезпечення вимог, пов'язаних з питаннями охорони здоров'я, навколишнього середовища, фізичної безпеки, якості й економіки без відриву від вимог безпеки для того, щоб виключити можливість їхнього негативного впливу на ЕБ.

Заходи ЕБ мають першорядне значення в системі управління й пріоритет над іншими потребами. Важливим елементом системи управління безпекою є документація системи управління, яка містить:

- заяви про політику організації;
- опис системи управління;
- опис структури організації;
- опис функціональних обов'язків, умов підзвітності, рівнів повноважень і взаємодії між працівниками, які керують ходом роботи, виконують і оцінюють її;
- опис процесів і допоміжну інформацію з роз'ясненнями підготовки, розгляду, виконання, реєстрації, оцінки й підвищення якості роботи.

У системі управління ЕБ важливими є відповідальність і прихильність керівництва культурі ЕБ. Керівництво всіх рівнів повинне демонструвати прихильність справі створення, виконання, оцінки й постійного вдосконалення системи управління й виділяти належні ресурси для

провадження цієї діяльності.

Керівництво всіх рівнів повинне доводити до відома працівників, наскільки важливо засвоїти особисті цінності, інституціональні цінності й норми поведінки, а також виконувати вимоги системи управління. Для ефективного досягнення цієї мети керівництво заохочує участь працівників у застосуванні й постійному вдосконаленні системи управління.

Керівництво верхнього рівня несе основну відповідальність за систему управління й забезпечує її створення, застосування, оцінку й постійне вдосконалення.

У рамках системи управління безпекою інформація і знання, наявні в організації, розглядаються як один з видів ресурсів. При цьому керівництво верхнього рівня визначає, створює, підтримує та повторно оцінює інфраструктуру й умови роботи, необхідні для безпечного виконання роботи й дотримання всіх нормативно-правових вимог.

Для системи управління ЕБ заснована на процесному підході. Процеси, що існують в організації, повинні бути визначені й описані. Для управління процесами призначається відповідальна особа, яка наділена певними повноваженнями та відповідальністю за:

- розробку та документування процесу й ведення необхідної допоміжної документації;
- забезпечення ефективної взаємодії між взаємозалежними процесами;
- забезпечення відповідності документації, що пов'язана з процесом, будь-яким існуючим документам;
- ведення в пов'язаній з процесом документації реєстраційних запи-

сів, які необхідні для підтвердження досягнення результатів процесу;

- контроль за здійсненням процесу й звітністю;
- сприяння вдосконалюванню процесу;
- забезпечення відповідності процесу (в тому числі всім внесеним до нього змінам) задачам, стратегіям, планам і цілям організації.

Для кожного процесу наводиться інформація про діяльність з інспектування, випробовувань, перевірки й атестації, критерії прийнятності й відповідальності за провадження такої діяльності, необхідність і час виконання цієї діяльності призначеними працівниками або групами.

З метою підтвердження здатності відповідних процесів виконувати заплановані заходи, а також пошуку можливостей удосконалення, проводять моніторинг, вимірювання, самооцінку та незалежне оцінювання системи управління ЕБ.

У разі виявлення недоліків в системі управління ЕБ визначаються причини невідповідностей і вживаються заходи щодо їх усунення та уникнення повторення.

Звичайними методами оцінки виконання дій з підвищення рівня культури ЕБ є екологічний аудит та експертиза, звіти та постійний моніторинг ключових показників чинників екологічної небезпеки, спостереження та опитування персоналу і населення.

Література

1. Скалецький Ю.М. Проблеми впровадження культури безпеки в Україні / Ю.М. Скалецький, Д.С. Бірюков, О.О. Мартюшева, Л.Д. Яценко – К.: НІСД, 2012. – 17 с.
2. Зоріна М.О. До проблеми визначення актуальності й особливостей формування культу-

Проблема людського фактора вирішується системою професійного відбору, спеціальною підготовкою та атестацією кадрів, постійним підвищенням їх кваліфікації та психологічною підготовкою.

Формування і контроль культури безпеки на рівні ОПЕН здійснюється:

- шляхом підготовки методичних матеріалів і проведення самооцінки експлуатаційної безпеки;
- посиленням ролі контролю за різними видами виробничої діяльності;
- розробкою додаткових інструкцій і навчальних матеріалів, спрямованих на підвищення особистого усвідомлення важливості аспектів безпеки;
- удосконаленням підготовки оперативного і ремонтного персоналу.

Висновки

Культура ЕБ експлуатації ОПЕН – це набір норм, правил, стандартів, інструкцій та особливостей виробничої діяльності експлуатуючої організації та окремих осіб, які встановлюють, що проблемі екологічної та техногенної безпеки, яка володіє вищим пріоритетом, приділяється увага, зумовлена їх соціальною значимістю.

З огляду на критичний стан в Україні сфери формування культури ЕБ та недосконалість організаційно-управлінської системи доведено необхідність перегляду державної політики у цій сфері.

- ри безпеки життєдіяльності / М.О. Зоріна // Педагогіка формування творчої особистості у вищій і загальноосвітній школах. – 2010. – № 8. – С. 149–153.
3. Азаров С.І. Основи принципи культури безпеки експлуатації об'єктів підвищеної небезпеки / С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко // Матеріали Всеукраїнської науково-методичної конференції "Культура безпеки – запорука сталого розвитку суспільства" БЖДС-2013. – 19–20 вересня 2013 року. – НУК ім. адмірала Макарова, Миколаїв. – С. 22–26.
 4. Постанова Кабінету Міністрів України від 27 липня 1995 р. № 554 "Про перелік видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку".
 5. Азаров С.І. Використання принципів культури безпеки для мінімізації екологічних ризиків / С.І. Азаров, В.Л. Сидоренко // Екологічна безпека. – 2014. – № 1/2014 (17). – С. 9–11.

ПОБУТОВА ХІМІЯ, ПРОДУКЦІЯ ДЛЯ ОСОБИСТОЇ ГІГІЄНИ ЯК ФАКТОР, ЩО ПРИЗВОДИТЬ ДО ЗАХВОРЮВАНOSTІ ТА СМЕРТНОСТІ ЛЮДЕЙ

Сібилєва О. В.

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

Висвітлено основні небезпечні речовини, що входять до складу найпоширеніших засобів побутової хімії та продукції для особистої гігієни, які впливають на здоров'я людини та довкілля. Показники органічної сертифікації та маркування продукції підтверджують якість і натуральність її складників (відсутність небезпечних речовин, токсинів, гормонів, антибіотиків тощо). *Ключові слова:* небезпечні речовини, захворюваність людей, екологічна безпека, органічна сертифікація.

Бытовая химия, продукция личной гигиены как фактор, который приводит к заболеваемости и смертности людей. Сибилева Е.В. Освещены основные опасные вещества, входящие в состав распространенных средств бытовой химии и продукции личной гигиены, которые влияют на здоровье человека и окружающую среду. Показатели органической сертификации и маркировки продукции подтверждают качество и натуральность ее составляющих (отсутствие опасных веществ, токсинов, гормонов, антибиотиков и т.д.). *Ключевые слова:* опасные вещества, заболеваемость людей, экологическая опасность, органическая сертификация.

Household chemicals, personal care products as a factor that leads to human morbidity and mortality. Sibileva E. The basic hazardous substances included in the common household cleaning and personal care products are characterized in the article. Facts on their impact on human health and the environment are given. Indexes of organic certification and product labeling that confirm the quality and naturalness of its components are analyzed (the absence of dangerous substances, toxins, hormones, antibiotics, etc.). *Keywords:* hazardous substances, human morbidity, environmental hazard, organic certification.

Побутова хімія, мийні, дезінфекційні засоби та засоби особистої гігієни – список нашої щоденної потреби, безперечне досягнення цивілізації, без якої важко нині обійтись. У боротьбі за чистоту ми використовуємо різноманітні синтетичні за складом небезпечні хімічні сполуки, не підозрюючи, що завдаємо непоправної шкоди своєму

здоров'ю та безпосередньо впливаємо на стан довкілля.

За даними Державного комітету статистики України, обсяг виробництва мила, засобів мийних, для чищення та полірування, парфумних і косметичних засобів за січень–листопад 2013 року становив 261,1 тис. т, обсяг реалізованої продукції – 4452,1 млн грн [1].

Через активну рекламу, застарілі стандарти безпеки (закони України дозволяють імпортувати, виробляти та застосовувати пральні порошки, що містять до 22 % фосфатів), брак масових наукових досліджень та інформації щодо впливу побутової хімії на організм людини збільшується захворюваність на небезпечні (або недиагностовані) хвороби в населення (особливо в дітей).

Окрім прямого впливу на здоров'я споживачів, відбувається й циклічний вплив на довкілля. Більшість побутової хімії, що пропонується на українському ринку, не розкладається в природних умовах, тому злита в каналізацію вода з розчиненим у ній порошком або засобом для миття посуду забруднює водойми та погіршує якість питної води. Відомо, що щоденно в екосистему українських водойм потрапляє 70–75 тис. т фосфатів, 60–65 тис. т сульфатів, 30–40 тис. т силікатів та інших отруйних речовин [2].

Про шкоду, якої завдають здоров'ю людини синтетичні (хімічні) засоби, відомо вже давно і в більшості країн світу їх заборонено або на їхнє використання накладено певні жорсткі обмеження. Головна небезпека прихована у складниках: фосфатах (оргтофосфат натрію, триполіфосфат натрію), фосфонатах, поверхнево-активних речовинах (ПАР), фталатах, фенолах, амонії, формальдегіді, летучих органічних сполуках тощо. Збільшує цю

небезпеку часте використання синтетичної продукції (табл. 1).

Фосфати – солі та ефіри фосфорних кислот, продукт нафтоперероблення, найдешевший і найефективніший компонент для пом'якшення води та досягнення гарної мийної здатності. Нині вони є головним компонентом у складі побутової хімії, належать до найбільш небезпечних канцерогенів та агресивних забрудників води та поверхневих водних джерел.

Установлено, що найбільша кількість фосфатів потрапляє до організму людини під час миття посуду (щодня на нашій шкірі осідає 3 мг фосфатів), разом з їжею (фосфати залишаються на чисто вимитому посуді), через питну воду (забруднену стоками, оскільки навіть найпотужніші системи фільтрації повністю не очищують її), через дихальні шляхи (під час використання аерозольних і порошкоподібних засобів у побуті), недостатньо виконаний одяг, який ми носимо, та постіль, на якій ми спимо (10-кратне полоскання у гарячій воді не звільняє від хімікатів, які зберігаються до чотирьох діб) [3].

Нещодавно лікарі-дерматологи ввели поняття «синдром чистої білизни», пояснили, що самі фосфати, які потрапляють на шкіру людини, спричиняють алергію, дерматози, порушення обміну речовин та загострення хронічних захворювань (залежно від концентрації та частоти використання хімічної продукції).

Таблиця 1. Небезпечні речовини, що входять до складу найпоширеніших засобів побутової хімії, косметичної та гігієнічної продукції

Засоби	Небезпечна речовина	Вплив на організм людини
Мийний засіб для посуду засоби для чищення (ванни, плити тощо)	NTA или Sodium Nitrilotriacetate, нафта (Naphtha), діетаноламін (Diethanolamine), хлор (Chlorine), хлорфенілфенол (Chlorophenylphenol), аніонні, катіонні, неіоногенні поверхнево активні речовини (ПАР), фосфати (Phosphate), фосфонати (Phosphonate), пропан-бутан (Propane-Butane), альдегіди (Aldegidi); діазинон (Diazinon), формальдегід (Formalin, Formal, Methyl Aldehyde), амоній (Ammonium), етиловий спирт (Ethanol), фенол (Phenol), бензол (Benzene), стирол (Styrene), толуол (Toluene), ксилол (Xylene), ацетон (Acetone), окис азоту (Nitrogen Oxides), окис вуглецю (Carbon Monoxide Vugletsyu), полікарбоксилати (Polikarboksilati), 2-(-4- третбутилбензин 2-(-4-tretbutilbenzin) тощо	Сприяють розвитку порушення імунітету, алергії, ураженню мозку, печінки, нирок, легень, розвитку гастриту та виразки 12-палої кишки; впливають на активність найважливіших ферментів, порушують білковий, вуглеводний, жировий обмін
Освіжувач повітря	Метоксихлор (Methoxychlor), пестицид хлоргідрокарбонат (Chlorinated Hydrocarbon), п-дихлорбензол (P-dichlorobenzene), нафталін (Naphthalene), лімонен (Limonen), ацетальдегід (Atsetaldegid), хлорометан і 1,4-діокса (Chloromethane 1,4-i dioksa), діацетил (Diatsetil), нафтові дистиляти (Naftovi Distilyati), бензол (Benzene), формальдегід (Formalin, Formal, Methyl Aldehyde), аміак (Ammonia), ПАР, фосфати (Phosphate), пропан-бутан-ізобутан (Propane-Butane/Isobutanol), запашник (Propionaldehyde, Citronellol, Linalool) тощо	Спричиняють головний біль, алергію, астму, порушення обміну речовин та підвищують ризик розвитку лейкемії (особливо у дітей)
Засіб для чищення скла	Нашатирний спирт (Solutio Ammonii caustici), ізопропанол (Izopropanol), гідроксид амонію (Gidroksid Amonium), калію йодид (Kalii Iodium), кислота оцтова тощо	Порушення імунітету, розвиток алергічних захворювань, серцево-судинної системи, верхніх дихальних шляхів, спричиняють розвиток атеросклерозу, гіпертонії, підвищують ризик за-
Поліролі для меблів та підлоги	Фенол (Phenol), керосин (Petroleum Distillates), діетиленгліколь	

Засоби	Небезпечна речовина	Вплив на організм людини
	(Diethylene Glycol), силікон, олеїнова кислота тощо	хворювання раком
Пральні порошки, пом'якшувачі для тканин, інші мийні засоби (відбілювачі, дезінфектори, які використовують у посудомийних машинах, засоби для боротьби з цвілілю та чищення унітазів)	Фосфор (Phosphorus, Phosphate), аполімаза (Enzymes), амоній, нафталін (Naphthalene), фенол (Fhenol), NTA чи Sodium Nitrilotriacetate, аніонні ПАВ (а-ПАВ), хлор (Chlorine), гіпохлорит натрію (Sodium Hypochlorite), дихлоризоціанурат натрію (Sodium Dichlorisocyanurate), хлористий водень (Hydroden Chloride), соляна кислота (Hypochloric Acid), гексил цинамаль (Hexil Cinamal), метилізотіазолінон (Methylchloroisotiazolinone), Citronellol, гідроксіізогексил-3-циклогексенкарбоксальдегід (Hydroxyisohexyl-3- Cyclohexene Carboxaldehyde), бронопол тощо	
Засоби догляду за шкірою, креми, лосьйони, рідка декоративна косметика	Діоксани (Dioxane 1,4-діоксан), нітрозаміни (Nitrosamines), Butylate Hydroxylene, нафтопродукти: мінеральна (технічна) олива (Mineral Oil), Лаурил/лаурет сульфат натрію (Sodium Lauryl/ Lauret sulfate (SLS/SLES) і його похідні, пропіленгліколь (Propylene Glycol), етиленгліколь (Ethylene Glycol), хлористий метилен (Methylene Chloride), етилендіамінтетраоцтова кислота (EDTA), ацетон (Acetone), бутильований гідрокситолуол (BHT), протигрибковий консервант – DMDM, Alumina, Zinc Stearate/Oxide, Benzoic/Stearic Acid, Cetrimonium Chloride, Hexil Cinamal, Propylparaben/Butylparaben, церезин, парафіни, диметикон, петролати, кармін, барвники (C1 77007/ 42090/ 75470) тощо	Спричиняють подразнення шкіри, алергію, свербіж, кропив'янку, екзему, акне, у тварин розвиток ракових пухлин та розвиток вроджених вад тощо
Антибактеріальне мило	Триклозан (Triclosan), монофосфат/ силікат натрію Sodium Silicate/ Monofluorophosphate, барвники (C1 77891, 77891, 77742 тощо)	Знищують корисні та шкідливі бактерії, антибіотикорезистентність
Косметика для укладання волосся	Фталати: ВВР - бутіл-феніл-фталат, DBP - ди (н-бутил) фталат, ДЕНР - ди- (2-етилгексил) фталат, DEР – діетилфталат, ДНР - ди-н-гексил-фталат, DIDP - ди-ізодецил-фталат), пропіленгліколь, сополімери вініла-	Токсична дія на органи верхніх дихальних шляхів, легені тощо

Засоби	Небезпечна речовина	Вплив на організм людини
	цетату та вінілпіролідину, Butane/Propane/ Isobutane, Aminomethyl Propanol, Triethyl Citrate, Butylphenyl Methylpropional, PPG, PEG, PVP, EDTA, Hexyl Cinnamal, Carbomer тощо	
Фарба для волосся	Ацетат свинцю (Plumbous Acetate), ртуті (Mercury), арсену (Arsenicum), похідні кам'яновугільної смоли, бутілоксіанізол, альфа-оксикислоти, парафенілендіамін (PPD), ацетилециттетраметил-тетралін (Acetyethyltetramethyl-Tetralin, АЕТТ), ефір гліколю, алкілфеноли (нонілфеноли, октилфеноли) тощо	Алергічні реакції, підвищують чутливість шкіри до ультрафіолетових променів, підвищують ризик розвитку раку
Парфуми	Ефір гліколю (2-метоксіетанол), кумарин (Coumarin) (лактон о-оксикоричневої кислоти), деревний мох, коричний спирт (Cinnamic Alcohol), гідроксицитронелаль, токсичні речовини на основі дьогтю, бензину, бензол, фталати BBP, DBP, DEHP, DEP, DHP тощо	Токсичний та канцерогенний вплив, паралізують роботу серця, спричиняють розвиток алергічних хвороб, гормональних порушень; чхання, кашель, нудоту тощо
Дезодоранти і антиперспіранти	Солі алюмінію (Aluminum Chlorohydrate, Aluminum Sesquichlorohydrate) та інші похідні; кумарин (Coumarin); косметичний силікон – Ciclomethicone/Dimethiconol/ Polydimethylsiloxane; альфа-ізометиліонон (Alpha-isomethyl Ionone), бензиловий спирт (Benzyl Alcohol), саліцилова кислота (Salicylate), амоній, парабени, формальдегід, фталати; Isobutane, Propylene Glycol, Silica, Zinc PCA, PEG, PPG, тощо	Хвороба Альцгеймера, порушення пам'яті та моторики, розвиток алергічних реакцій, головного болю, ракових захворювань (зокрема молочної залози); очні, генетичні, шкіряні хвороби; інтоксикація важкими металами. Імовірно, призводять до нервово-дегенеративних захворювань тощо
Шампуні та інша косметика	Лаурил сульфат натрію (Sodium Lauryl Sulfate – SLS, він же додецил-сульфат натрію – SDS), лорет сульфат натрію (SLES), резорцин (Resorcinol), формальдегід, алкілфеноли (нонілфеноли, октилфеноли), Cocamidopropyl Betaine/Oxide, Decyl Polyglucose, гліцерет кокоат, кокамід ДЕА, лінолеамід ДЕА, ПЕГ 4 моноетаноломід, DMDM-гідантоїн, бензойна кислота, діазолідинілкарбамід,	Пересушування волосся, лущення шкіри голови, лупа, подразнення очей, алергічні реакції, акне тощо

Засоби	Небезпечна речовина	Вплив на організм людини
	парабени, феноксіетанол, метилізотіазолінол, барвники, перламутрові добавки (глікольдистеарат, пропіленглікольдистеарат), EDTA, Sodium Chloride, Hexyl Cinnamal, тощо	
Засоби від вошей	Лідан	Під час досліджень на тваринах – розвиток конвульсій, пароксизму та раку
Продукція для догляду за тваринами	Піпероніл бутоксид (Piperomylbitoxide), дихлофос DDVP (Dichlofos), карбарил (Carbaryl) тощо	Ризик виникнення ураження печінки (особливо у дітей), у тварин ураження печінки та одна із причин розвитку вроджених вад
Пестициди (розпилювачі, пастки для мурах і пацюків, засоби які відлякують комах)	Хлорпірифос (Chlorpyrifos), діазонін (Diazinon), 2,4-дихлорофеноксіоцтова кислота (2,4-Д), (CAS Number 94-75-7), синоніми – Trinoxol, Crystal, Amchem; N,N- діетилтолуамід тощо	Ураження печінки, нирок, легенів, втрата координації рухів, задишка, судоми, параліч, безпліддя, причини крововиливів у головний мозок, серцевих нападів та коми тощо
Полімери, вироби з полівінілхлориду (поліетилен, пластиковий посуд, канцелярські вироби, іграшки тощо)	Фталати, сполуки свинцю, цинку, барію, кадмію, оловоорганічні сполуки, аміни, ефіри фталевої та фосфорної кислот тощо	«Пластикові яди», які мають мутагенний, канцерогенний та тератогенний вплив, порушують репродуктивну функцію тощо

Також відомо, що фосфати та їх сполуки “запускають” процес цвітіння води, розвиток синьо-зелених водоростей (ціанобактерій), які під час своєї життєдіяльності утворюють токсини, що погіршують якість питної води, зменшують загальну тривалість життя та спричиняють патологічний розвиток водних тварин та мікроорганізмів (1 г фосфатів сприяє росту 5–10 кг синьо-зелених водоростей) [4].

У зв'язку з небезпечністю фосфатів деякі виробники замінюють їх на фосфонати – аналогічні сполуки фосфору, які застосовують також для пом'якшення води. Вважають, що вони менш шкідливі пом'якшувачі води, але це стандартний маркетинговий хід вироб-

ника, що приховує вміст фосфатів, головних канцерогенів, які створюють вогнище постійної інтоксикації в організмі людини і можуть призвести до тяжких захворювань та розвитку ракових клітин.

"Партнерами" фосфатів у мийних та очищувальних засобах є поверхнево-активні речовини (ПАР) – хімічні сполуки продукту нафтоперероблення та нафтохімічного синтезу, що зменшують поверхневий натяг води. ПАР бувають чотирьох видів: аніонні, катіонні, амфотерні та неіоногенні. Особливо агресивні у своїх діях аніонні ПАР (а-ПАР), які здатні змінювати фізико-хімічні показники крові, сприяти проникненню в організм небезпечних спо-

лук (важких металів, бактерицидних токсинів), бути причиною зниження імунітету, розвитку емфіземи, алергії, хвороб мозку, печінки, нирок та збільшення безпліддя у чоловіків та жінок.

Будучи деякою мірою хімічно спорідненими з певними компонентами мембран клітин людини і тварин, ПАР, потрапляючи в організм, скупчуються на клітинних мембранах, покриваючи їх поверхню тонким шаром, і за певної концентрації істотно змінюють інтенсивність окиснювально-відновних реакцій, впливають на активність найважливіших ферментів, порушуючи білковий, вуглеводний та жировий обмін. В експериментах на тваринах учені встановили, що вони мають здатність накопичуватися в органах: у мозку близько 1,9 % загальної кількості ПАР, у печінці – 0,6 %. Це одна з причин, чому в країнах Західної Європи суворо обмежують їх використання у мийних, пральних та очищувальних засобах 2–5 % (на вітчизняному виробництві та імпорті дозволяють їх уміст до 15 %).

Найсильнішими алергенами також вважають синтетичні ароматизатори, оптичні відбілювачі, силікати тощо, які широко використовують у мийних, побутових засобах, вони часто стають причиною нападів астми, алергії та послаблення імунітету. Відомо, що хлор (гіпохлорид натрію) (незалежно від концентрації його у розчинах та під час довготривалого використання) призводить до захворювань серцево-судинної системи, сприяє виникненню атеросклерозу, гіпертонії, різних алергічних реакцій, руйнує білки в організмі людини, негативно впливає на волосся і шкіру та підвищує ризик онкологічних захворювань [5–7].

Нітробензол, нафтові дистилати, які містяться у поліролі для підлоги та ме-

блів, можуть спричиняти знебарвлення шкіри, задишку, блювоту та навіть смерть; формальдегід (сильний канцероген) – подразнення очей, шкіри, горла та органів дихання; феноли та крезולי (їдкі бактерицидні речовини) – діарею, втрату свідомості, порушення функцій печінки та нирок тощо.

Широко розрекламований триклозан, що має антигрибкові та антибактеріальні властивості (впливати на грам-позитивну, грам-негативну мікрофлору), входить до складу різних дезінфекційних засобів – від мила до рідин для прибирання приміщень. Вбиваючи усі відомі мікроби, він знищує не тільки шкідливу, але й корисну мікрофлору. У результаті цього організм втрачає здатність захищатися від різних інфекцій, а безконтрольне його використання призводить до мутації бактерій, які з часом стають несприйнятливими до самого триклозану та поширених різних груп антибіотиків, які використовує людина під час хвороби. Науковими дослідженнями доведено, що зловживання дезінфекційними засобами, які містять антибактеріальні компоненти, призводять до порушень роботи щитоподібної залози [8–9].

Дехто вважає, що інгредієнти, що містяться в зубній пасті, абсолютно нешкідливі. Але, на жаль, доведено, що зубних паст від карієсу немає і слова на упаковці більшості зубних паст "Не ковтати" мають застерегти споживача від небезпечних компонентів, з яких вона складається (табл. 2).

Основною речовиною зубної пасти, яка бореться з карієсом, є фтор (фторид) – газ, у природі він міститься найчастіше в сполуках з іншими речовинами, наприклад, як фтористий кальцій (CaF) або фтористий натрій (NaF). Про вміст фтору в зубній

пасті говорить маркування на тюбику – 500 ppm в дитячій зубній пасті, 1000 ppm і більше в зубній пасті для дорослих.

Незважаючи на те, що фторид – природна речовина, він токсичний для людини, набагато більш токсич-

ний, ніж свинець. Ін'єкція 2–5 г фториду натрію – смертельна доза. Кількості фториду в одному тюбику зубної пасти середнього розміру достатньо для того, щоб убити маленьку дитину, якщо використати весь тюбик за один раз [11].

Таблиця 2. Речовини, що входять до складу сучасної зубної пасти

Абразивні речовини (забезпечують очисну, полірувальну дію)	кальцію карбонат**, кальцію силікат**, гідроокис алюмінію**, кальцію гліцерофосфат*, гідратований кремнезем тощо
Гелетвірні речовини (загущувачі, гідроколоїди)	натуральні: альгінат і карагенат натрію, рослинні камеді, агар-агар; синтетичні: натрій карбоксиметилцелюлоза (Na-КМЦ) *, гідроксietилцелюлоза (ГЕЦ) **, оксietильовані етиловий і метиловий ефіри**, карбопол, ультрез тощо
Зволожувальні агенти (пластифікатори)	гліцерин, сорбіт, поліетилентгліколь моностеарат **, ксиліт*, рицинова олія тощо
Стабілізатори та піноутворювачі (детергенти)	лаурил та лауретсульфат*, алізарінова олія, натрієві солі**, алкілсульфати** тощо
Ароматичні речовини та коригенти смаку	ефірні олії, камфора, ментол, фруктові добавки* (особливо в пастах для дітей), підсолоджувачі* (сахарин, його натрієва сіль, пікломат натрію, сорбітол, ксиліт*) тощо
Компоненти, що сприяють ремінералізації зубної емалі	фтористі сполуки*: монофторфосфат натрію, флюорит/фторид натрію тощо
Компоненти, які сповільнюють відкладення зубного каменю	триполіфосфати натрію і калію*: поверхнево-активні речовини*, парабени тощо
Ферментативні компоненти (які мають антимікробну та репаративну дію)	лізоцим, амілглюкозидаза, глюकोзидаза, лактопероксидаза, декстраназа, муназа тощо
Бактерицидні компоненти	бактеріофаги, антибіотики*, хлоргексидин*, цетилпіридинію хлорид*, бензгексидин глюконової кислоти*, розчин перекису водню*, саліцилова кислота та її похідні* тощо
Протигрибкові компоненти	клотримазол*, міконазол*, ністатин* тощо
Протизапальні компоненти	стероїди* (тріамцінолон, бетаметазон, дексаметазон, преднізолон); кислоти: поліфосфорна*, монофторфосфорна*, малінова і їх солі*; біологічно активні речовини рослинного походження (екстракти, настої, настоянки з лікарських рослин)
* – речовини, здатні під час довготривалого використання спричинити патологічні зміни в органах і тканинах організму, **небезпечна речовина хімічного або біологічного походження, внесена до державного реєстру МОЗ України [10]	

Фторид – нейротоксин, який зменшує когнітивні здібності (вивчення

мови), порушує розумові здібності та пам'ять. Надмірна кількість цього

елемента на рівні шишкоподібної залози призводить до серйозних дисфункцій: раннє статеве дозрівання, генетичні зміни плоду під час вагітності. Серед наслідків його тривалого застосування – рак (зокрема кістковий рак), генетичні порушення ДНК, ожиріння, зниження IQ, летаргія, хвороба Альцгеймера тощо.

Фторид натрію як синтетичний компонент у вигляді білих кристалів застосовують як антибактеріальний засіб, дуже небезпечний. Прийом його всередину організму (вдихнути або проковтнути) може призвести до паралічу дихальних шляхів, ураження серцево-судинної системи та смерті.

Багато країн давно заборонили фторування (зокрема, води): Австрія, Бельгія, Китай, Чехія, Данія, Фінляндія, Франція, Німеччина, Угорщина, Індія, Ізраїль, Японія, Люксембург, Голландія, Ірландія, Норвегія, Шотландія, Швеція, Швейцарія.

Як очисник і піноутворювач у зубних пастах також використовують хімічну речовину, що є основним інгредієнтом шампунів, гелів для душу, засобів для миття посуду та іншої побутової хімії – лаурилсульфат натрію (sodium lauryl sulfate – SLS, він же додецилсульфат натрію – SDS) і лоретсульфат натрію (sodium laureth sulfate – SLES) – компоненти хімічного синтезу із кокосової олії, завдяки якому утворюється піна, яка розщеплює наліт на зубах.

SLS і SLES здатні глибоко проникати у тканини людського організму, накопичуватись та порушувати морфологічний склад крові. Ці речовини є однією з головних причин розвитку катаракти (особливо у дітей) [12].

Під час реакції з іншими інгредієнтами косметичних препаратів (формальдегідами, алкілфенолами тощо) SLS утворюють нітросаміни (нітрати, SLES – діоксини), які, потрапляючи у кров, порушують ендокринну функцію організму та стимулюють збільшення кількості злоякісних клітин.

За даними американських дослідників, дуже часте використання зубної пасти може підвищувати вміст у крові цинку, натомість знизити кількість міді, а також порушити роботу центральної нервової системи (у досліджах на щурах смертельна доза лаурилсульфату натрію становить 2,7 г).

Небезпечними компонентами у зубній пасті вважають відбілювальні елементи – пероксиди (перекис водню), які здатні спричиняти подразнення та опіки слизової оболонки ротової порожнини; парабени (метилпарабен, етилпарабен, пропілпарабен, бутилпарабен) та синтетичні барвники (синій – С 142090, жовтий – С 147005 тощо), які мають властивість накопичуватись в організмі та завдавати токсичної й отруйної дії [13].

Піклуючись про красу і здоров'я шкіри, волосся та нігтів, косметика має діяти позитивно, не завдаючи жодної шкоди. Але нині позитивний ефект неможливий без певної частки негативного впливу і багато косметичних засобів містять небезпечні компоненти, які потрапляють через кров в організм, накопичуються і, за даними професора Бельпома (відомого науковця у галузі канцерології), спричиняють “хвороби століття” – алергії, хронічні дерматози, рак тощо [14].

Лікарі попереджують, що сполуки, які містяться в дезодорантах, антиперспірантах, засобах для пілінгу та в косметиці для зняття макіяжу

(солі алюмінію, цирконію, бутан, пропан тощо) спричиняють алергічні реакції на шкірі, астму, проблеми з диханням, нудоту й головні болі, а під час довготривалого використання (зловживання) – накопичуються, закупорюють потові залози та порушують їх секреторну функцію, розладнують метаболічні, трофічні процеси у шкірі і, як наслідок, призводять до небезпечних хвороб (гідрагеміти, запалення лімфатичних вузлів, раку молочної залози тощо) та навіть смерті людини.

За даними британських фахівців, наявність парабенів (консервантів – ЦПХ, цетилпиридинового хлориду, лаурету) призводить до розвитку важких форм подразнень, алергії та є непрямим доказом причетності до утворення ракових пухлин у організмі людини (Phenyl mercuric acetate/borate – отримані з ртуті, дуже токсичні та небезпечні) [7, 9].

Фталати, які містяться в лаках для нігтів і парфумерній продукції, забезпечуючи їх стійкість, вважають високотоксичними канцерогенами, які негативно впливають на дітородну функцію у жінок. Відомо, що фталати виявляють у 95 % новонароджених, якщо їхні матері користувалися продукцією з їх умістом [14].

Діоксид титану (Titanium dioxide, двоокис титану, титанові білила, E171) – білий барвник, компонент, який міститься в косметичі, яка захищає від ультрафіолету, у відбілювальних зубних пастах, його додають до деяких ліків (“Мезим Форте”), вітамінів (“Тріовіт“, “Елевіт“) тощо. Є два погляди на його вміст, перший – він зовсім безпечний, другий – шкідливий, бо його наночастинки швидко всмоктуються через шкіру та слизові

оболонки. За неперевіреними даними, він може бути причиною захворювань печінки та нирок (під час потрапляння в середину), а за даними зарубіжних науковців – ракових захворювань (зокрема легенів). Нині ця речовина наявна в будь-яких продуктах та засобах, головне, щоб її концентрація не перевищувала масової частки 25 % [15].

Вплив домішок на організм людини тільки починають досліджувати, тому медики попереджають; надмірне захоплення гігієною та використання великої кількості синтетичних засобів (зубної пасти, мила, шампуню тощо) може призвести до виникнення порушень у роботі внутрішніх систем організму. Усі процедури слід виконувати у розумних кількостях і з адекватною кількістю мийних, очищувальних, гігієнічних та косметичних засобів.

Для збереження генофонду нації (виготовлення “зеленої хімії”) у країнах ЄС діє новий хімічний законопроект REACH (Registration (реєстрація), Evaluation (оцінка, дослідження), Authorisation (авторизація або дозвіл), Chemicals (хімічні речовини)), згідно з яким з 30 червня 2012 року заборонено продаж мийних засобів для прання із загальним умістом сполук фосфору у кількості 0,5 г або більше; хлору, сульфатів, аміаку, а-ПАР – не більше як 2 %; катіонних, неіоногенних ПАР одного виду – не більше як 3 %; солей токсичних кислот – як 1 %; синтетичних ароматизаторів – як 0,01% та пилу не більше як 0,5 % тощо [16].

В Україні Мінекономрозвитку розробив законопроект “Про особливості державного регулювання синтетичних мийних засобів та товарів по-

бутової хімії“, норми якого мають заборонити виробництво, імпорту і реалізацію на вітчизняному ринку синтетичних мийних засобів та товарів побутової хімії з масовою часткою фосфатів у перерахуванні на P_2O_5 (загальний фосфор): 17 % – з 1 січня 2014 року; 10 % – з 1 січня 2016 року; 5 % – з 1 січня 2019 року та 0,7 % – з 1 січня 2021 року. Отже, якщо цей законопроект набере чинності, то з 2021 року Україна повністю відмовиться від небезпечних фосфатовмісних та синтетичних мийних засобів [17].

До цього часу здоров'я та самопочуття людини залежатиме від екологічної свідомості кожного, обізнаності щодо небезпечних складників у побутових, косметичних та гігієнічних засобах; активної життєвої позиції. Необхідно бути свідомим споживачем, консультуватись із фахівцями та перевіряти склад продукції; а також мінімально використовувати синтетичні мийні засоби (лише за нагальної потреби) та максимально – сертифіковані екологічно-натуральні засоби органічного виробництва. Не варто довіряти деклараціям виробників типу “якісний“, “екологічний“ (“еко-“), “натуральний“, “органічний“, “не забруднює“, “зелений“ тощо, які можуть заплутати найсвідомішого покупця. При виборі засобу (продукту) слід керуватися екологічним, органічним маркуванням устанавленого зразка, яке свідчить про переваги продукції щодо її впливів на стан здоров'я людини та довкілля (згідно з ДСТУ ISO 14024).

Існують маркування, які підтверджують екологічні переваги сертифікованої продукції згідно з вимогами міжнародних стандартів:



Екологічний сертифікат. Цей знак підтверджує, що маркована ним продукція пройшла екологічну сертифікацію за вимогами міжнародного стандарту ISO 14024 і має поліпшені екологічні характеристики порівняно з наявною на ринку продукцією в аналогічній категорії.



Цей знак підтверджує, що маркована ним продукція пройшла сертифікацію на відповідність вимогам, устанавленим Постановою щодо органічного виробництва Ради ЄС № 834/2007 (колишня Постанова Ради ЄС № 2092/91) та додатковими постановами: Постановою Комісії ЄС № 889/2008; Постановою Комісії ЄС № 1235/2008) та правилами, розробленими Інститутом органічної сертифікації та етики на базі міжнародних органічних стандартів.

До найбільш поширених знаків відповідності органічним стандартам сертифікаційних систем (певної країни або регіону) в Україні віднесено:



знак відповідності органічним стандартам Європейського Союзу (ЕС);



оновлений знак відповідності органічним стандартам ЄС, чинний з 24 березня 2010 р.;



знак відповідності органічним стандартам Німеччини;



знак відповідності органічним стандартам інших міжнародних сертифікаційних систем;



знак відповідності органічним стандартам Франції;



знак відповідності органічним стандартам США;



знак відповідності органічним стандартам українського органа сертифікації "Органік стандарт".

До України надходить продукція, яка маркована й такими знаками:



ЄС



Німеччина



Росія



Україна



Північні країни



США



Італія



Канада

Треба уникати продуктів з такими позначками:



Подразливий, шкідливий – свідчить про, те, що продукт містить одну або декілька шкідливих чи токсичних речовин. Потрапляючи в очі та на шкіру, продукт може спричинити свербіж, подразнення, запалення, пари – кашель та запалення дихальних шляхів.



Їдкий – до складу продукту входить луг або кислота у великій концентрації. Потрапляючи

на шкіру, засіб може спричинити важкі опіки й серйозні пошкодження шкіри, м'язової тканини та слизової

оболонки.



Небезпечний для довкілля – до складу продукту входять речовини, що створюють загрозу для життя живих організмів.

Висновки

Отже, при виборі продукції, не слід купувати засоби, які містять речовини, що починаються з аббревіатури "PEG" і закінчуються на "-eth", -laureth, -cetareth; речовини, а наприкінці яких є слово "paraben": methylparaben, ethylparaben, propylparaben; DMDM hydantoin, Imidsazolidinyl urea, Methylchloroisothiazolinone, Methylisothiazolinone, Triclosan, Triclocarban, Triethanolamine (або "TEA") чи такі позначення як "FRAGRANCE/PARFUM", "FD&C", "D&C", "CI" тощо.

Не варто купувати зубні пасти, ополіскувачі для ротової порожнини, у складі яких є речовини, Fluoride, Triclosan, PEG.

Вибираючи сонцезахисні засоби, не слід купувати їх у вигляді спреїв; краще використовувати креми, до складу яких не входять Oxybenzone, DMDM Hydantoin, Triethanolamine, zinc oxide або titanium dioxide не більше як 7 %.

У косметичці для догляду за шкірою обличчя уникайте продукції, у складі якої містяться речовини DMDM Hydantoin, Fragrance, Cetareth- і PEG та Hydroquinone. Не треба використовувати креми проти

старіння, якщо у них є Lactic acid, Glycolic acid, АНА та ВНА.

У дитячій косметичці не повинно бути: 2-Bromo-2-Nitropropane-1,3 Diol, ВНА, Boric acid, Sodium borate, Dibutyl, Phthalate & Toluene, DMDM Hydantoin, Oxybenzone та Triclosan тощо.

Щодо засобів побутового, косметичного та гігієнічного напрямку, то слід звертати увагу на маркування, які підтверджують відповідність певного виду товару (продукції) встановленим вимогам ДСТУ ISO 14024 до екологічно безпечної продукції, зокрема щодо відсутності трансгенних та хімічних компонентів тощо.

Література

1. Обсяг реалізованої промислової продукції за видами діяльності за січень-листопад 2013 року [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://ukrstat.gov.ua/>
2. Пральний порошок з ароматом... смерті [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.eco.lviv.ua/washing-power-with-aroma-of-death.html>
3. Шумовський О. Цікава інформація про миючі засоби [Електронний ресурс] / О. Шумовський. – Режим доступу: <http://www.ecotrend.com.ua/ukrain/stattdescript.php?id=6>
4. Дослідження тенденцій використання фосфатних миючих засобів [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://eco.com.ua/content/doslidzhennya_tendentsii_vikoristannya-fosfatnikh-miyuchikh-zasobiv
5. What is the difference between artificial and natural flavors? [Electronic resource]. – Access mode: <http://www.scientificamerican.com/article.cfm?id=what-is-the-difference-be-2002-07-29>
6. Sodium hypochlorite. Toxicological overview [Electronic resource]. – Access mode: http://www.hpa.org.uk/webc/hpawebfile/hpaweb_c/1194947380553
7. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance sodium hypochlorite [Electronic resource] / European Food Safety Authority (EFSA). – Access mode: <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/2796.pdf>
8. Чим небезпечне антибактеріальне мило [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://health.unian.net/ukr/detail/243698>
9. Comparative histology of pineal calcification. Histol Histopathol. [Electronic resource]. – Access mode: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9690142>
10. Алфавітний перелік небезпечних речовини хімічного та біологічного походження, що внесені до державного реєстру МОЗ України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.moz.gov.ua/ua/portal/dli_perel/
11. Большой зубной обман (Фтор. Соединения фтора. Шишковидная железа) [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://pravdu.ru/arhiv/zub_karies_obman.htm
12. Мамаєва М. Чим небезпечні фосфати в пральних і миючих порошках [Електронний ресурс] / М. Мамаєва. – Режим доступу: http://ua.golos.ua/suspilstvo/130523_ekspert_poyasnila_chem_opasnyi_fosfatyi_v_stiralnyi_moyushchi_poroshkah
13. Правда про зубну пасту [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://ukrhealth.net/pravda-pro-zubnu-pastu/>
14. Weindling A. M. Fetal and Neonatal Pathology / A. M. Weindling // Arch Dis Child. – 1994. – V. 71(4). – P. 390–393.
15. Применение диоксида титана в фармакологии [Электронный ресурс]. – Режим доступу: <http://www.sciencedebate2008.com/tio2-in-pharmacology/>
16. Natasha H. REACH new legislation in EU for human and environmental health protection / H. Natasha // 27 International Symposium "Industrial toxicology 07". Bratislava. – 2007. – P. 38–40.
17. Поетапний перехід на безфосфатні миючі засоби дозволить зберегти вітчизняного виробника і робочі місця на виробництві [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.me.gov.ua/control/uk/publish/printable_article?art_id=198795

АКТУАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ РЕАБІЛІТАЦІЇ РАДІОАКТИВНО-ЗАБРУДНЕНИХ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ УКРАЇНИ

Перепелятникова Л.В., Перепелятников Г.П.,
Український науково-дослідний інститут цивільного захисту
вул. Феодосійська 8, кв. 35, 03028, Київ-28
gperepel@ukr.net

Викладено основні проблеми повернення для використання у народному господарстві України земель, що були забруднені після аварії на Чорнобильській АЕС. Розкрито важливіші умови впливу основних чинників радіоактивного забруднення на міграцію радіонуклідів в аграрних біогеоценозах розташованих на радіоактивно-забруднених територіях. Наведено науково-обґрунтований перелік основних заходів з реабілітації радіоактивно-забруднених територій. *Ключові слова:* чорнобильська катастрофа, радіоактивне забруднення, міграція радіонуклідів, фактори впливу, заходи реабілітації.

Актуальные проблемы реабилитации радиоактивно-загрязненных сельскохозяйственных угодий Украины. Перепелятникова Л.В., Перепелятников Г.П. Изложены основные проблемы возвращения для использования в народном хозяйстве Украины земель, которые были загрязнены после аварии на Чернобыльской АЭС. Раскрыты важнейшие условия влияния основных факторов радиоактивного загрязнения на миграцию радионуклидов в аграрных биогееценозах расположенных на радиоактивно-загрязненных территориях. Приведен научно-обоснованный перечень основных мероприятий по реабилитации радиоактивно-загрязненных территорий. *Ключевые слова:* чернобыльская катастрофа, радиоактивное загрязнение, миграция радионуклидов, факторы влияния, способы реабилитации

Topical problems rehabilitation of radioactively contaminated farmland Ukraine. Perepelyatnikova L., Perepelyatnikov G. The basic problem of the return for the use in the economy of Ukraine lands that have been contaminated after the Chernobyl accident. Disclosure of important conditions influence of the main factors of radioactive contamination on the migration of radionuclides in agricultural Biogeocenoses located in radioactively contaminated areas. An evidence-based list of the main activities for the rehabilitation of contaminated territories. *Keywords:* Chernobyl disaster, radioactive contamination, the migration of radionuclides factors influence rehabilitation measures

Постановка проблеми

Внаслідок Чорнобильської катастрофи близько 42 тис.км² площі України підпали під радіоактивне забруднення ¹³⁷Cs із щільністю понад 37 кБк/м². Від радіоактивного забруднення найбільше постраждали сільськогосподарські угіддя Київської,

Житомирської, Рівненської, Чернігівської та Волинської областей. На території Київської і Житомирської областей розташована найбільша кількість земель, виведених із сільськогосподарського обігу. Донині в зонах безумовного (обов'язкового) відсе-

лення продовжує проживати 664 родини.

Станом на 2011 р. в Україні площі забруднених ^{137}Cs територій з щільністю більше 40 кБк/м^2 – понад 2,15 млн га, а забруднених ^{90}Sr з щільністю більше 4 кБк/м^2 становили більше 2,28 млн га [1]. Отже, за рахунок автореабілітації, яка супроводжується розпадом радіонуклідів та їх природною міграцією за межі кореневмісного шару, щільність забруднення ґрунтів за минулий після аварії час зменшилася вдвічі. Тому значна частина виведених сільськогосподарських угідь може бути повернена до виробництва.

Щодо лісів, то їх площі, забруднені ^{137}Cs з щільністю більше 40 кБк/м^2 , становили 0,83 млн га, з яких понад 0,6 млн га підлягають реабілітації з відновленням господарської діяльності [2].

У віддалений період після Чорнобильської аварії основну проблему при формуванні дози опромінення населення, яке проживає на радіоактивно-забруднених територіях України, створюють території з високою щільністю забруднення та критичні агроландшафти. З територій, де щільність їх забруднення формує дозу зовнішнього опромінення людини вище дози внутрішнього опромінення, населення відселено (за винятком невеликої групи самотселенців, що добровільно проживають в зоні відчуження - 30-км зоні Чорнобильської АЕС). На територіях, представлених критичними агроландшафтами, на сьогодні проживає населення, основна доза опромінення якого формується за рахунок внутрішнього опромінення від уживаних продуктів місце-

вого виробництва, в яких міститься ^{137}Cs .

Метою даної статті є визначення актуальних проблем реабілітації земель, що підпали під радіоактивне забруднення після Чорнобильської катастрофи та висвітлення основних реабілітаційних заходів.

Результати

Основу критичних агроландшафтів мтановлять сільськогосподарські угіддя зони Полісся з надлишковим типом зволоження. Це більша частина луків та незначна частина ріллі, які розташовані на перезволожених торф'яних та низькородючих дерново-підзолистих ґрунтах. Найбільші площі таких угідь знаходяться в Рівненській і Житомирській областях, де в 2011 році, за Загальнодозиметричною паспортизацією 2011 р., (збірка 14) [3], у 24 населених пунктах доза опромінення населення становила понад 1 мЗв/рік , причому в 20-ти населених пунктах ця доза була зумовлена вживанням молока і картоплі, в яких вміст ^{137}Cs перевищував встановлені в державі гігієнічні нормативи [4]. Фізико-хімічні властивості ґрунтів цих агроландшафтів сприяють високій біологічній рухливості ^{137}Cs і, як наслідок, тут найбільше радіоактивне забруднення врожаю сільськогосподарських культур і, відповідно, виробленої продукції. Тому найважливішим завданням реабілітації радіоактивно-забруднених територій є реабілітація саме сільськогосподарських угідь та їх повернення до необмеженого використання.

Необхідно враховувати ще один фактор, що впливає на формування дози опромінення населення, яке

проживає на прикордонних з виведеними землями територіях – використання цим населенням кормової бази виведених із користування і, відповідно, немеліорованих земель, що призводить до підвищення дози опромінення через уживання продукції тваринництва, одержаної після використання радіоактивно-забруднених кормів з виведених земель. Виведені землі не мають буферної зони і межують з угіддями, які використовуються населенням для виробництва сільськогосподарської продукції. Минулий майже двадцятивосьмирічний період автореабілітації радіоактивно-забруднених земель дозволяє в повернути значну їх кількість у господарське використання після проведення на них науково-обґрунтованих реабілітаційних заходів.

Під реабілітацією радіоактивно-забруднених територій необхідно розуміти проведення науково-обґрунтованих заходів з відновлення виробничих, економічних і соціально-психологічних відношень, досягнення доаварійних рівнів гігієнічних нормативів радіоактивного забруднення виробленої продукції, які дадуть змогу у подальшому без обмежень вести на цих територіях будь-яку господарську діяльність.

Відповідно до світових стандартів планування і проведення заходів з реабілітації забруднених територій має здійснюватися з урахуванням трьох основних принципів протирадіаційного захисту здоров'я людини (**принципу виправданості, принципу неперевищення и принципу оптимізації**). З урахуванням цього перед початком проведення реабілітації територій важливо спрогнозувати радіологічний, економічний і соціаль-

ний ефекти запланованих заходів. Реабілітація повинна враховувати щільність радіоактивного забруднення ґрунтів, особливості міграційних процесів радіонуклідів у трофічних ланцюгах людини, критичність ґрунтів та соціально-економічні умови проживання населення. На сьогодні наукові дослідження дозволяють розробляти рекомендації з реабілітації радіоактивно-забруднених земель, що піддалися забрудненню різними формами радіоактивних випадань, і повертати їх до необмеженого використання.

Визначено основні фактори, що впливають на інтенсивність міграції радіонуклідів в природних та аграрних біогеоценозах, що розташовані на радіоактивно-забруднених територіях:

На аграрних біогеоценозах:

- фізико-хімічні властивості ґрунтів;
- вологозабезпеченість угідь;
- біологічні особливості рослин;
- система використання добрив і меліорантів.

На природних біогеоценозах (луках):

- фізико-хімічні властивості ґрунтів;
- вологозабезпеченість угідь;
- видовий склад фітоценозу;
- система використання добрив і меліорантів.

При використанні продукції луків в якості кормів для тварин важливе значення мають способи використання угідь та застосування в якості кормових добавок специфічних сорбентів і мікроелементів.

При використанні сільськогосподарської сировини у виробництві продуктів харчування вирішальний

вплив мають способи переробки рослинної і тваринної сировини, які дозволяють суттєво знизити вміст радіонуклідів в продуктах харчування (для деяких до 10 разів).

З урахуванням існуючих закономірностей впливу різних факторів на міграцію радіонуклідів в агроценозах науковцями запропоновано такий порядок і перелік реабілітаційних заходів, що необхідно проводити:

- усунення законодавчих обмежень використання земель за щільністю забруднення;
- визначення критичності агроландшафтів, ланок і угідь;
- визначення пріоритетів у реабілітації за типами ґрунтів, на яких розташовані угіддя;
- визначення пріоритетів у реабілітації за режимом зволоження угідь;
- обґрунтування проведення різних організаційних заходів, агрохімічних, агротехнічних і інших захисних технологій;
- обґрунтування різних способів використання продукції.

В Україні нормативне забезпечення використання земель, забруднених радіонуклідами після Чорнобильської аварії, забезпечено законом [5]. Тому для повернення цих земель у використання, насамперед, доцільно змінити або оновити цей закон і лише після цього можна починати реабілітацію земель.

Розроблені за участю авторів Методичні документи і рекомендації з ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, дозволяють визначити пріоритети і обґрунтувати проведення рі-

зних заходів з реабілітації земель. Результати досліджень з переробки сільськогосподарської сировини в продукти, що відповідають державним гігієнічним нормативам (ДР-2006), дають змогу обґрунтувати різні способи використання виробленої продукції.

Отже, існуючі авторські наукові розробки спрямовані на консультативно-методичне забезпечення процесу реабілітації земель на рівні села, району, області. Практика підготовки таких крупних проектів є. За участю авторів у 2012 році розроблено проект "Комплексної науково-обґрунтованої програми заходів щодо забезпечення відповідності чинним державним гігієнічним нормативам продукції місцевого виробництва, якою харчуються діти критичних населених пунктів, віднесених до зон радіоактивного забруднення".

Висновки

1. Об'єктивна радіологічна ситуація, що склалася на землях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, зумовлює необхідність започаткування процесу реабілітації виведених із господарського обігу земель.

2. Передусім початок робіт з реабілітації земель залежить від прийняття відповідного закону, який би дозволив проводити реабілітаційні заходи на землях виведених відповідним законом.

3. Наукові розробки в сфері ведення сільського господарства і використання природних угідь дозволяють визначити пріоритети і обґрунтувати проведення різних заходів з реабілітації земель.

Література

1. Гаргер Є.К. Масштаби і характеристика забруднення території радіонуклідами чорнобильських випадань/ Є.К.Гаргер, О.В. Войцехович, В.А. Гірій [та ін.]// Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України/ За заг. ред. В.І. Балоги та ін. – К.: КІМ, 2011- С.39-42.
2. Ландін В.П. Вирішення радіоекологічних проблем у лісовому господарстві/ В.П. Ландін, М.М. Давидов, В.П. Краснов [та ін.]// Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України/ За заг. ред. В.І. Балоги та ін. – К.: КІМ, 2011- С.91-97.
3. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи. Збірка № 14. К.: 2011. – 99 с.
4. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді/ Державні гігієнічні нормативи. – К.: Міністерство охорони здоров'я України, 2006. – 20 с.
5. Закон України “Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи” із змінами та доповненнями. - Відомості Верховної Ради УРСР (ВВР).- 1991.- № 16, ст.198.

ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

УДК: 631.6(476)

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ СУЧАСНОГО ВИКОРИСТАННЯ ОСУШЕНИХ ЗЕМЕЛЬ В ЗОНІ ПОЛІССЯ

Цуман Н. В.

Житомирський національний агроекологічний університет,
Старий бульвар, 710008, м. Житомир,
innater-59@ukr.net

За результатами досліджень, проведених у 1970-2013 роках на осушених землях Сарненської дослідної станції Рівненської області, узагальнено матеріали з оцінки продуктивності осушених торфових земель на еталонній меліоративній системі. Після реформування на розвиток аграрного сектору в умовах Полісся впливають: впровадження сівозмін та система землеробства, адаптована до сучасних еколого-економічних умов господарювання; відповідність технологічного стану діючих меліоративних систем сучасним вимогам реформованого аграрного сектору; недосконалість технологій водорегулювання і управління водно-земельними ресурсами; впровадження нових підходів та ресурсозберігаючих технологій регулювання природними агроландшафтами і процесами в зоні Полісся України. *Ключові слова:* осушені ґрунти, водорегулювання, агроландшафт, земельні ресурси, система землеробства, меліоративна система, інтенсифікація, реформування.

Оценка эффективности современного использования осушенных земель в зоне Полесья. Цуман Н.В. По результатам исследований, проведенных в 1970-2013 годах на осушенных землях Сарненской опытной станции Ровненской области обобщены материалы и дана оценка продуктивности осушенных торфяных земель на эталонной мелиоративной системе. После реформирования аграрного сектора в условиях Полесья значительно влияют: внедрение севооборотов и системы земледелия, адаптированных к современным эколого-экономическим условиям хозяйствования; соответствие технологического состояния действующих мелиоративных систем современным требованиям реформированного аграрного сектора; несоответствие технологий водорегулирования и управления водно-земельными ресурсами; внедрение новых подходов на основе ресурсосберегающих технологий регулирования природными агроландшафтами и процессами в зоне Полесья Украины. *Ключевые слова:* осушенные почвы, водорегулирование, агроландшафт, земельные ресурсы, система земледелия, мелиоративная система, интенсификация, реформирование.

Evaluating the effectiveness of the modern use of reclaimed land in the area of Polesie. Cuman N. According to the results of studies conducted in 1970-2013 years on reclaimed land Sarny experimental station Rivne region summarized materials and the evaluation of the productivity of drained peat lands in the standard of reclamation system. After the reform of the agricultural sector in the Polesie significantly affect: the introduction of crop rotations and cropping systems, adapted to modern eco-economical economic conditions; compliance with current technological state of reclamation systems to modern requirements of the reformed agricultural sector; mismatch technology water regulation and management of water and land

resources; introduction of new approaches based on control technologies resource natural agricultural landscapes and processes in the area of Woodlands of Ukraine. *Keywords:* drained soils, water regulation, agrolandscape, land, farming system, Drainage systems, intensification, reform.

Реформування та зміна форм власності землекористувачів на землях Полісся призвели до значного погіршення стану сільськогосподарських земель, особливо осушених. Дослідження показали, що ефективність використання невеликих за площею ділянок осушених земель значною мірою залежить від конструктивної досконалості осушувальних систем та стану внутрішньогосподарської мережі.

Невідповідність конструктивно-технологічних рішень діючих меліоративних систем сучасним вимогам реформованого аграрного сектору та недосконалість технологій водорегулювання і управління водно-земельними ресурсами вимагають розробки моделі інтегрованого управління та впровадження нових підходів, адаптованих до умов природних агроландшафтів і ресурсозбеігаючих технологій управління процесами водорегулювання в зоні Полісся України.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Осушення в гумідній зоні України займало свого часу одне з провідних місць у системі заходів з інтенсифікації сільськогосподарського виробництва.

Водні меліорації значних темпів розвитку набули з 1965 по 1980 рр. За цей період площі осушуваних земель в Україні збільшились від 1,3 до 3,3 млн га.

На Поліссі і в західному регіоні України зосереджено 62% меліоративного фонду, із яких 71% – торфоболотні ґрунти. Після проведення меліорації вони стали основою високопродуктивного землеробства та зміцнення економіки господарств [2, 9].

Однак після реформування аграрного сектору на значній площі осушуваних земель Полісся не досягнуто проектної врожайності минулих років.

Такий стан використання осушуваних земель є наслідком виходу з ладу осушувальних систем та вторинного заболочування, а в окремих випадках – переосушення земель. Причиною цього є й те, що в останні 20-25 років значна кількість побудованих недосконалих щодо сучасного рівня меліоративні системи, які не відповідають технічним та економічним вимогам. А без урахування всього комплексу ґрунтових, гідрогеологічних умов, зміни кліматичних і антропогенних факторів, у тому числі радіоактивного забруднення, їх використання в подальшому все більше ускладнюється. Так, через відсутність належного догляду за осушувальною мережею та інших причин площі з незадовільним станом осушуваних земель в Україні сягли майже 1 млн га [3, 7].

На Поліссі 55% осушених земель мають двостороннє регулювання водно-повітряного режиму, з них на 60% закладено гончарний дренаж. Однак, як показують дослідження,

на значній площі осушуваних земель у період вегетації сільськогосподарських культур ускладнюється двостороннє регулювання водного режиму.

Територія Полісся характеризується великою заболоченістю і заторфованістю і найбільшою кількістю торфових боліт перехідного та верхового типів.

Дослідження науковців показують, що основними причинами незадовільного використання осушуваних сільськогосподарських угідь у цих областях та в зоні Полісся є недостатня фінансова підтримка розвитку меліоративного землеробства, незадовільний фінансовий стан сільгоспвиробників внутрішньогосподарської інженерної інфраструктури осушувальних систем [2, 7, 9].

По зоні Полісся рекомендовано списати і перевести у природоохоронні та лісові угіддя величезні площі осушуваних сільськогосподарських угідь [1]. В основному це ділянки осушуваних торфовищ, що потерпіли від пожеж, а також ділянки осушувальних систем, які значний період не використовувались і майже повністю вкриті деревною рослинністю [2].

За даними М. В. Зубця, на осушених землях створено велику кількість землевласників. Аналіз господарської діяльності сільськогосподарських підприємств на цих землях показує, що тут останніми роками зберігається тенденція до скорочення виробництва [2, 6].

Об'єкт та методика досліджень

При виконанні роботи використано результати багаторічних теорети-

чних, експериментальних і дослідно-конструкторських робіт, проведених на Сарненській дослідній станції Інституту меліорації та водних проблем НААН, узагальнено практичний досвід проектування, будівництва і експлуатації еталонних систем Полісся.

Польові та лабораторні дослідження проводили відповідно прийнятих методик.

Вологість торфового ґрунту визначали термостатно-ваговим методом у кореневмісному шарі ґрунту пошарово через кожні 10 см в трикратній повторності 1 раз в декаду.

Заміри рівнів ґрунтових вод проводили по спостережних колодязях 1 раз в 5 днів мірною лінійкою. В період випадання надмірних опадів заміри проводили щоденно.

Дренажний стік визначали об'ємним методом у 4-х кратній повторності. В період стоку заміри проводили щоденно.

Постановка завдання

Зміни, що відбулися у сільськогосподарському секторі країни, висунули нові проблеми, пов'язані з використанням осушуваних земель. Дуже важливою є проблема збереження цілісного керованого гідротехнічного комплексу, який потребує відпрацювання нових взаємовідносин при управлінні цим складним водогосподарським комплексом та створення правових і законодавчих нормативних документів, які регламентують ці відносини [4, 5].

При проведенні землеустрою необхідно створювати організаційно-територіальні умови для раціонального використання осушуваних зе-

мель землевласниками і землекористувачами; підвищувати родючість ґрунтів і охороняти їх від ерозії, зберігати природні та створені культурні ландшафти, забезпечувати екологічну рівновагу в природі, високопродуктивно використовувати сільськогосподарську техніку, враховувати форми організації праці в сільськогосподарських підприємствах на основі впровадження енергозберігаючих, природоохоронних технологій землеробства за контурно-меліоративної організації території [4, 8].

Тому, питання оптимізації структури земельних угідь, крім інших проблем, що постають перед сільськогосподарським виробником займає одне з головних місць. Раптове зняття контролюючих дій привело до виникнення стихійних механізмів, які почали діяти внаслідок дезорганізації структури ландшафту [5].

Наші завдання досліджень базувались на диференційованому підході до використання меліорованих земель Полісся і повинні вирішити такі проблеми:

- провести еколого-економічну оцінку частини поліських земель щодо ренатуралізації площ осушених боліт з торфовими ґрунтами;

- вивчити можливості переоблаштування меліоративних систем на мінімальне екстенсивне осушення;

- вивчити вплив на продуктивність сільськогосподарських угідь малоефективної меліорації, системи організаційних заходів, догляду, контролю стану використання земель, боротьби з бур'янами, шкідниками та стихіями тощо;

- виявити причини перезволоження напівгідроморфних ґрунтів, які не зв'язані з підґрунтовими водами;

- зменшити відведення надлишку води у річки-водоприймачі, оскільки збіднення водного балансу меліорованих земель спричиняє падіння зниження урожайності сільськогосподарських культур на осушених землях Полісся.

Результати досліджень

Аналіз багаторічних досліджень на Сарненській дослідній станції Рівненської області свідчать про те, що на осушених ґрунтах господарська діяльність залежить від культури меліоративного землеробства та науково-обґрунтованого господарювання. Агрохімічні показники ґрунту регулюються прогнозними розрахунками з урахуванням дії еколого-економічних заходів. Якість розроблених наукових технологій та прогнозів звіряється з фактичними показниками, одержаними на еталонній меліоративній системі станції.

Так, зміна агрохімічних показників свідчить про рівень впровадження наукових розробок, а стан осушених ґрунтів є показником якості проведення комплексу заходів.

Нами проаналізовано агрохімічні показники осушеного ґрунту за період з 1970 по 2013 рр. Аналіз показує, що в орному шарі ґрунту кількість мінерального азоту в торфовому ґрунті протягом вегетації є достатньою для нормального розвитку сільськогосподарських культур. В орному шарі кількість $N-NH_4$ становить від 1,0-15,0 мг/100г ґрунту, а $N-NO_3$ змінюється в більш широких межах. Найменше мінерального азоту відмічено в кормових сівозмінах і особливо під довготривалими луками.

Найвищий вміст нітратного азоту спостерігали під просапними культу-

рами, під багаторічними травами – в 1,5-2 рази менше.

Аналіз довготривалих досліджень свідчить, що загалом за період веге-

тації рослин у польовій сівоzmіні було 243,0-281,5 кг/га мінерального азоту ($N-NO_3 + N-NH_4$) (табл.1).

Таблиця 1. Сумарна кількість мінерального азоту в ґрунті в різних сівоzmінах, кг/га

Сівоzmіна	Роки досліджень			
	1970-1974	1982-1983	1984-1988	1989-2013
Польова (без багаторічних трав)	243,0	265,1	274,2	281,5
Кормова з 4-ма полями багаторічних трав	169,9	227,8	232,4	250,3
Кормова з 6-ти полями багаторічних трав	126,7	209,5	219,6	265,4
Довготривалі луки	117,4	188,5	191,9	237,6

Із збільшенням тривалості лучного періоду відбувається затухання мікробіологічних процесів у ґрунті, скорочуються запаси нітратного і аміачного азоту.

Дослідження динаміки рухомого фосфору показали, що активний шар органічного ґрунту має високу забезпеченість рухомими формами фосфору (табл. 2).

Таблиця 2. Зміна форм фосфору в орному шарі ґрунту за довготривалий період спостережень, мг/100 г ґрунту

Сівоzmіна	Роки досліджень					
	1913	1958	1973	1983	1993	2013
Просапна	-	135	235	265	253	202
Кормова з 6-ти полями багаторічних трав	-	120	180	210	191	185
Довготривалі сіяні луки	-	180	140	155	143	114
Цілина	110	-	-	-	-	-

На окультурених органогенних ґрунтах, де щороку вносились фосфорні добрива (P_{45-60}), норму їх можна зменшити на 25-30% проти рекомендованої без істотного зменшення забезпечення орного шару ґрунту рухомими формами фосфору.

За період довготривалих досліджень відмічено повне використання калію рослинами. В сівоzmінах з перевагою багаторічних трав і під довготривалими луками його відмічено найменше (табл.3).

Таблиця 3 Зміна рухомих форм калію в орному шарі торфового ґрунту за довготривалий період використання, мг/100г ґрунту

Сівоzmіна	Роки досліджень					
	1913	1958	1973	1983	1993	2013
Просапна	-	26	38	42	45	18
Кормова з 6-ти полями багаторічних трав	-	28	30	31	33	10
Довготривалі сіяні луки	-	28	30	31	33	6
Цілина	5,0	-	-	-	-	-

Найбільшу кількість калію відмічено в сівозміні з просапними культурами. Це пояснюється щорічними високими нормами внесення калійних добрив, а також високим ступенем мінералізації органічної речовини торфу, що зумовлено інтенсивним механізованим обробітком цих ґрунтів.

Висновки

На осушуваних землях двостороннє регулювання водного режиму здійснюється тільки на 50% площ.

Аналіз даних управлінь водного господарства зони Полісся свідчить про погіршення технічного стану інженерної інфраструктури. На 20% меліоративних систем відбувається погіршення їх технічного стану.

У нових умовах господарювання до 50% осушуваних угідь зайнято під посіви сільськогосподарських культур, 24-25% - сінокоси, 22-25% - пасовища, 10-26% - невикористані землі.

На 29,6% осушуваних земель Полісся сприятливий меліоративний режим, на 56,6% - задовільний, на 13,8% - незадовільний.

Торфові ґрунти мають високий вміст азоту, середній - фосфору, низький – калію і відносяться до сильнотислих та середньотислих.

Найменший вміст мінерального азоту відмічено в кормових сівозмінах і особливо під довготривалими луками.

Багаторічні дослідження показують, що активний шар органогенного ґрунту має високу забезпеченість рухомими формами фосфору. В сівозмінах з перевагою багаторічних трав рослин повністю використовують калій.

Перспективи подальших досліджень

При проведенні землеустрою необхідно: створювати організаційно-територіальні умови для раціонального використання осушуваних земель землевласниками і землекористувачами, підвищувати родючість ґрунтів і охороняти їх від ерозії, зберігати природні та створені культурні ландшафти, забезпечувати екологічну рівновагу в природі, враховувати форми організації праці в сільськогосподарських підприємствах на основі впровадження енергозберігаючих, природоохоронних технологій землеробства та контурно-меліоративної організації території.

Проектні рішення потребують наукового обґрунтування землеустрою і бути взаємно узгодженими з прогностичними і проектними матеріалами з використання та поліпшення земель (схемами землеустрою області і району, проектами меліорації земель, схемами і проектами дорожнього будівництва, матеріалами земельного кадастру та різних обстежень і пошуків).

Література

1. Бондар О. І., Конішук В. В., Цуман Н. В. та ін. Методичні рекомендації до виконання розрахункової роботи з дисципліни «Основи гідротехнічної меліорації» на тему «Осу-

- шення лісових земель» // Кучма М.Д., Ландін В. П. – Київ. – Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління. – 2012. – 68 с.
2. Наукові основи агропромислового виробництва в зоні Полісся і Західного регіону України. / за ред. М. В. Зубця та ін. – К.: Урожай, 2004. – 560 с.
 3. Кожушко Л.Ф. Удосконалення дренажних систем. Рівне.: Вид. РДТУ. – 2001. – 279 с.
 4. Махортов Ю.А., Дмитренко В.Л. Реструктуризація землекористування та еколого-економічна оцінка. //Вісник аграрної науки. – 2004. - № 4. – С. 60-64.
 5. Даниленко А.С. Земельна реформа - поступ у третє тисячоліття. // Землевпорядний вісник – 2000. - № 1. – С. 3-9.
 6. Рижук С.М., Тютюнник Д.А. Ландшафтно-екологічне та ґрунтово-гідрологічне обґрунтування меліорації мінеральних періодично перезвожених земель. //Агроекологічний журнал. – 2002. – №1. – С.34-39.
 7. Сташук В.А. Національний політичний діалог з інтегрованого управління водними ресурсами в Україні. //Водне господарство України. – 2008. - № 3. – С. 56-57.
 8. Серета К. Методологічні основи управління водними ресурсами басейнів малих річок з урахуванням основних положень Водної Рамкової Директиви ЄС. //Водне господарство України. – 2008. - № 2. – С. 27-31.
 9. Цуман Н.В., Меліорація в сучасній системі землеробства. Агропромислове виробництво Полісся / Н. В. Цуман, Ю.В Бондарчук. // . – 2012. – Спецвип. – С.18-23.

ЕКОЛОГІЧНА СКЛАДОВА ПОШИРЕННЯ ПАЗАРИТИЧНИХ НЕМАТОД В УРБОЕКОСИСТЕМАХ

Волошина Н. О., Стець Г.В.

Інституту природничо-географічної освіти та екології Національного педагогічного університету ім. М.П. Драгоманова,
вул. Пирогова, 9, 01601, м. Київ
galena_stets@ukr.net

Висвітлено екологічні аспекти формування і функціонування сучасних кіл циркуляції нематод з ряду *Ascaridida* в урбоекосистемах. Порушення екологічної рівноваги паразитарних систем в умовах антропогенно трансформованого середовища супроводжується дестабілізуючим впливом екологічних чинників, як на самих паразитів, так і всіх їхніх хазяїв по паразитарним ланцюгам та виникненню ефекту паразитарного забруднення. Запропоновано шляхи мінімізації паразитарного забруднення і напрями профілактики інвазійних хвороб, адекватні вимогам сьогодення. *Ключові слова:* урбоекосистема, *Ascaridida*, паразитарна система, паразитарне забруднення, сукцесія, експресія, експансія, екологічний чинник.

Экологическая составляющая распространения паразитические нематоды в урбоекосистемах. Волошина Н. А., Стец Г.В. Освещены экологические аспекты формирования и функционирования современных кругов циркуляции нематод из ряда *Ascaridida* в урбоекосистеме. Нарушение экологического равновесия паразитарных систем в условиях антропогенно трансформированной среды сопровождается дестабилизирующим влиянием экологических факторов, как на самих паразитов, так и всех их хозяев по паразитарным цепям и возникновением эффекта паразитарного загрязнения. Предложены пути минимизации паразитарного загрязнения и направления профилактики инвазионных болезней, адекватные требованиям. *Ключевые слова:* урбоекосистемы, *Ascaridida*, паразитарная система, паразитарное загрязнение, сукцессия, экспрессия, экспансия, экологический фактор

Ecological specifics of nematodes circulation modern cycles from ascaridia group in conditions the urbanized territories. Voloshyna N., Stets G. The main ecological aspects of formation and functioning of modern cycles of circulation of nematodes from *Ascaridida* group urbcosystems are shined. Ecological disruption of parasitic systems in the conditions of anthropogenic transformation of territory is accompanied by destabilizing influence of ecological factors, both on parasites, and on their owners on parasitic chains and emergence of parasitic pollution. It is offered to a way of minimization of parasitic pollution and the direction of prevention of the invazionny diseases, adequate to today's requirements. *Keywords:* urboecosystem, *Ascaridida*, parasitic system, parasitic contamination, succession, expression, expansion, ecological factor.

Паразитичні організми є невід'ємною складовою водних та наземних екосистем. Разом з хазяями різних рангів (остаточні, проміжні, паразитенічні) і компонентами довкіл-

ля вони забезпечують створення різних типів паразитарних систем, які характеризуються певними закономірностями формування та функціонування [1].

Аналіз інформаційних джерел літератури і результатів власних досліджень щодо сучасних особливостей утворення паразитарних систем в умовах антропогенно змінених територій свідчать про порушення механізмів їх саморегуляції та формування ефекту паразитарного забруднення. Результати гельмінтокопоскопічних і еколого-паразитологічних досліджень свідчать про актуальність паразитарного забруднення для більшості міст світу та України [2, 3, 4].

Сутність **концепції паразитарного забруднення довкілля** полягає в сумарному ефекті антропічного та антропогенного впливів на природу, що проявляється в інвазуванні людини, тварин і рослин та контамінації середовища їх існування пропагативними стадіями паразитів у межах, що значно перевищують природний фон. Паразитарне забруднення проявляється лише в урбанізованих екосистемах під впливом комплексу екологічних (антропогенних) та соціально-економічних чинників і характеризується певними закономірностями функціонування, в основі яких лежить руйнування еволюційно сформованих механізмів регуляції паразитарних систем [5]. Виявлення ефекту паразитарного забруднення супроводжується процесами паразитарної сукцесії, експресії та експансії, які зумовлюють загострення напруженості епідемічних і епізоотичних процесів [2, 6].

У формуванні осередків паразитарного забруднення в умовах урбоекосистеми вагому роль відіграють домашні хижі тварини – коти та собаки, які є хазяями гельмінтів. «Мода на домашніх тварин» призвела до

кризової соціальної й екологічної ситуації, яка проявляється в ураженні паразитами тварин, а іноді й людини (зоонози), а також в контамінації територій їх помешкання або утримання пропагативними стадіями паразитів.

Угрупованню нематод з ряду *Ascaridida* належить чільне місце в структурі сучасного паразитарного забруднення антропогенно трансформованих територій. Найчастіше непродуктивні тварини виявляються інвазованими збудниками токсокарозу (*Toxocara canis* (Werner, 1782), *Toxocara cati* (Schrank, 1788)) та токскаррозу (*Toxascaris leonina* (von Linstow, 1902)) [2]. Захворювання токсокарозом призводить до розвитку стійких морфологічних і функціональних змін в організмі, а симптоми залежать від місця локалізації паразита і форми захворювання [7]. В організмі людини личинки цих нематод можуть спричинювати синдром «visceral larva migrans», який характеризується крововиливами і некротичними вогнищами у лімфатичних вузлах, печінці, легенях та іншими патологіями і, як наслідок, призводить до інвалідності та, навіть, смерті [8].

Екологічна стійкість аскаридідозів тварин до абіотичних факторів середовища обумовлює їх здатність до тривалого збереження пропагативних стадій в компонентах довкілля (грунт, вода, продукти харчування, побутові та виробничі предмети), через які збудники хвороб можуть бути занесені в організми різних хазяїв (рис. 1).

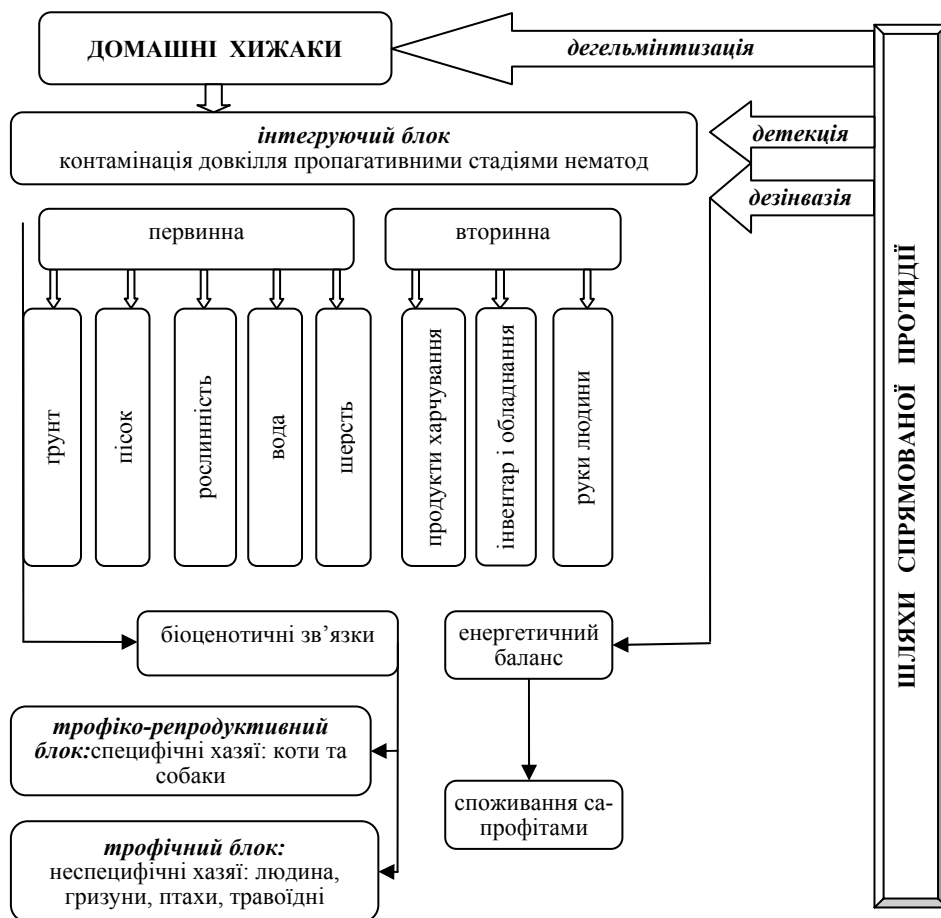


Рис. 1. Екологічна специфіка сучасних кіл циркуляції аскаридозів домашніх хижаків та шляхи спрямованої протидії паразитарному забрудненню

У зв'язку з цим на особливу увагу заслуговує питання профілактики соціально небезпечних геогельмінтозів домашніх хижаків. Відомо, що для розвитку аскаридозів більш сприятливими є глинисті, мулисті ґрунти і чорноземи, а також території з помірно-теплим вологим кліматом. Указані характеристики зумовлюють наявність у цих місцевостях стаціонарних вогнищ нематодозу диких і домашніх хижих [9].

В Україні інтенсивна циркуляція нематод з ряду *Ascaridida* на урбанізованих територіях пов'язана, в основному, з рядом екологічних чинників: стрімке та некероване зростання зараженості специфічних (домашні хижі) і неспецифічних (людина) хазяїв та їх взаємних контактів; соціально-економічні чинники, зокрема, погіршення санітарних умов проживання людей і утримання тварин; соціально-психологічні чинники

– відсутність спеціально відведених територій для вигулу домашніх тварин, культури прибирання тваринних екскрементів, доступ собак та котів до смітників, місць торгівлі продуктами харчування, неієвість соціальних програм типу «Тварина в місті», недостатня кількість і низька ефективність функціонування притулків для бездомних тварин.

Порушення механізмів саморегуляції паразитарних систем та формування паразитарного забруднення супроводжуються процесами паразитарної сукцесії (заміна паразитофауни хазяїв), експресії (збільшення чисельності па-

разитів, зумовлене зростанням чисельності хазяїв усіх рангів) та експансії (освоєння паразитами нових територій та хазяїв), що проявляються у зростанні рівня інвазованості специфічних і розширення кола паратенічних хазяїв [10]. Вираженість прояву цих процесів залежить від типу угруповань паразитичних організмів та притаманних їм властивостей. Екологічні основи формування та функціонування паразитарного забруднення соціально небезпечними нематодами з ряду *Ascaridida* на антропогенно змінених територіях України в сучасних умовах схематично представлені на рис. 2.

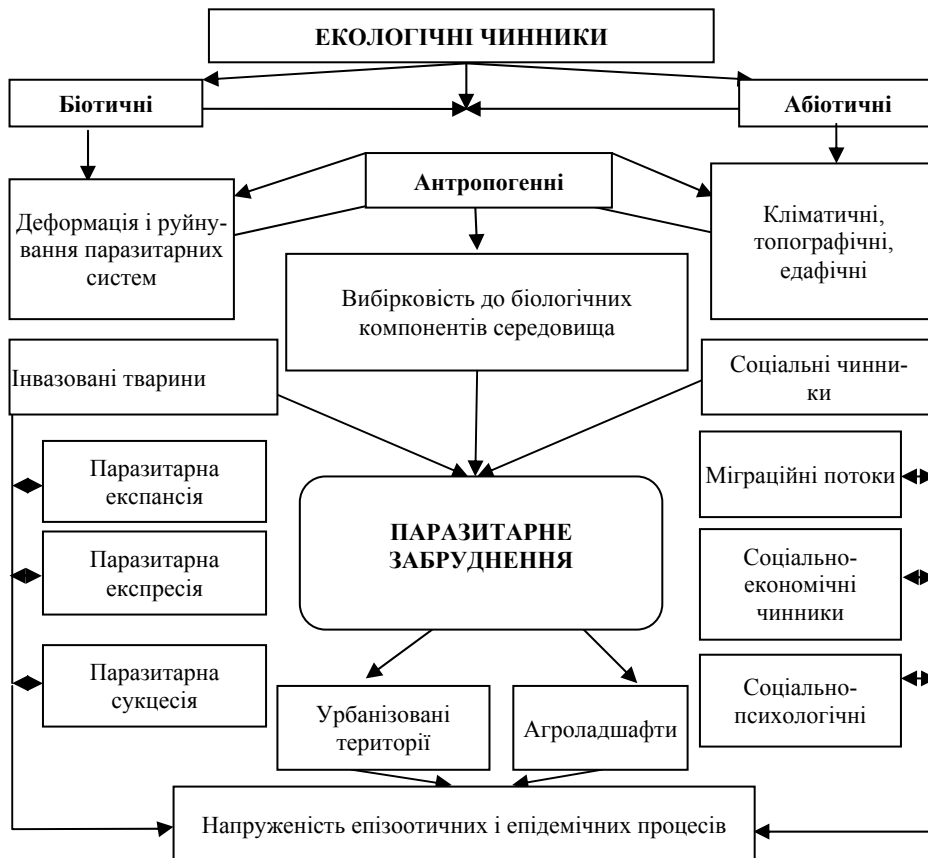


Рис. 2. Схема формування паразитарного забруднення на антропогенно трансформованих територіях (на прикладі угруповань нематод з ряду *Ascaridida*)

Експресія геогельмінтів з ряду *Ascaridida*. Високі показники паразитарного забруднення аскаридами формуються переважно за рахунок зростання чисельності непродуктивних тварин на урбанізованих територіях. Саме інвазовані токскаррозом та токскаррозом собаки і коти контамінують яйцями гельмінтів об'єкти довкілля на селітебних територіях.

Експансія аскаридид проявляється в освоєнні ними нових хазяїв, територій та появою у них не властивих раніше шляхів передачі.

Збудників нематод з ряду *Ascaridida* реєструють повсюдно. Комсомполітичне поширення цих нематод зумовлене винятковою стійкістю їх пропативних стадій до негативного впливу екологічних чинників. Зокрема, яйця аскаридид зберігають свою життєздатність (у межах від 32 до 35% випадків) після знезараження осаду стічних вод шляхом природного підсушування на мулових площах протягом 2-х років [11].

Трансплацентарне зараження домашніх хижаків токсокарозом і аліментарне інвазування тварин аскаридозами у лактаційний період забезпечують ураження хазяїв з перших днів після народження. Такі тварини протягом усього життя є гельмінтоносіями, передають збудників інвазій своєму потомству та є джерелом забруднення пропативними стадіями паразитів компонентів довкілля в місцях свого існування [12].

Суттєвим фактором, що сприяє експансії аскаридид, є посилення міграційних потоків населення, експорт та імпорт сільськогосподарських і декоративних тварин, продуктів харчування, що забезпечує їх активну

циркуляцію за рахунок розширення кола хазяїв (дефінітивних, резервуваних) і механічних поширювачів паразитів [1].

Персистентність пропативних стадій аскаридид забезпечує функціонування поширеного еколого-паразитологічного явища – паратентичного паразитизму як складової паразитарного забруднення. Людина для цих зоонозних паразитів є неспецифічним хазяїном, а ларвальні інвазії, спричинені нематодами з ряду *Ascaridida* тварин, у мешканців мегаполісів створюють соціальну проблему. Її екологічний аспект проявляється в інтенсивному залученні людини як випадкового хазяїна гельмінта в його життєвий цикл.

Про формування нових, раніше не властивих аскаридидам, шляхів передачі свідчать дані про зростаючу актуальність водного фактора в інвазуванні нематодами *T. canis* і *T. leonina* на урбанізованих територіях [13].

Паразитарна сукцесія проявляється у частковій зміні паразитофауни хазяїв. Якісне та кількісне домінування нематод з ряду *Ascaridida* у паразитофауні різних видів домашніх тварин і людини пояснюється саме їх активністю в сучасних сукцесійних процесах, яка визначає їх провідну роль у формуванні паразитарного забруднення антропогенно змінених територій. Процес сукцесії проявляється у високих показниках інвазованості домашніх тварин, як на території України так і за її межами. Зокрема, серед гельмінтозів собак токсокароз є найбільш епізоотично значимим у більшості регіонів світу. В окремих містах ураженість тварин *T. canis* сягає 100% [4, 12]. Так, у м.

Києві при обстеженні собак ураження токсокарозом становить 38,1%, у м. Вінниця – 70%, в м. Одеса – від 10 до 28%. Подібну ситуацію реєструють в інших країнах, а саме: Бельгії, Великій Британії, Німеччині, Молдові, Сербії, Боснії та Герцоговині, Азейбаржані, Таджикистані, Російській Федерації, Індії, Угорщині та ін. Особливої уваги заслуговує факт поширення інвазії в економічно розвинутих країнах з високим рівнем санітарної культури [14].

Крім того, зростання екстенсивності інвазії токсокарозом людей є свідченням того, що паразит неухильно розширює свій ареал, проникаючи в екологічну нішу, властиву лише паразитам людини.

Роль людини у формуванні кризової паразитарної ситуації полягає у створенні умов для збільшення кількості специфічних та неспецифічних хазяїв аскаридів і, відповідно, росту показника екстенсивності інвазії, а також у низькій ефективності методів діагностики та профілактики паразитарних хвороб.

В сучасних умовах паразитарне забруднення аскаридозами антропогенно трансформованих територій веде до виникнення і посилення напруженості епізоотичних та епідемічних процесів, а самі паразити вже можуть виступати в якості індикаторів загального забруднення навколишнього середовища. Така ситуація зумовлена втручанням у функціонування паразитарних систем потужних антропогенних чинників, які призвели до підвищення патогенності паразитів, з одного боку, та зниження стійкості хазяїв – з другого [1, 6].

Зміни, що відбулися і відбуваються в структурі народного господарст-

ва, епізоотології та епідеміології паразитів потребують постійної модернізації існуючої стратегії нормування антропогенного навантаження і пошуку адекватних напрямів профілактики паразитозів. Складність ліквідації паразитарного забруднення пов'язана з необхідністю корекції впливу екологічних (зокрема, антропогенних) чинників, що провокують виникнення та підтримання паразитарного забруднення, зокрема, одномоментного ефективного знищення статевозрілих гельмінтів в організмі хазяїв (лікувальна дегельмінтизація) та їх пропагативних стадій у зовнішньому середовищі (дезінвазія).

Однак вирішення цього питання пов'язане з певними проблемами. Однією з них є резистентність паразита до антигельмінтиків, яка виникла на фоні багаторічного використання препаратів, до складу яких входять хімічні сполуки тієї ж хімічної групи або подібного типу дії. До того ж, представлені на світовому ринку сучасні засоби боротьби з паразитами є малоефективними, а їх застосування – хаотичним і безсистемним. Зазвичай, заходи з дегельмінтизації не супроводжуються дезінвазією контамінованих компонентів довкілля, що забезпечує швидку реінвазію хазяїв [15].

Серед актуальних питань щодо забезпечення санітарного та епідемічного благополуччя провідні вітчизняні і зарубіжні екологи та паразитологи виділяють необхідність інтенсифікації фундаментальних та прикладних наукових досліджень в галузі діагностики, профілактики і лікування паразитарних хвороб, у тому числі із залученням новітніх досягнень в галузі нанотехнології та молекуляр-

но-генетичних методів [2,4,16]. Особливе місце належить засобам хіміо-профілактики і терапії гельмінтозів, а серед них – препарати пролонгованої дії, що тривалий час зберігають в організмі необхідну концентрацію для реалізації антигельмінтного ефекту. Дозу антигельмінтика необхідно підбирати так, щоб вона була досить великою для досягнення терапевтичного ефекту і при цьому відносно низькою для того, щоб зумовити токсичний ефект в організмі [15].

Регулювання стану штучних екосистем, мінімізація паразитарного забруднення і створення умов для екологічної безпеки життєдіяльності людини та утримання домашніх тварин може бути реалізоване шляхом спрямованої протидії паразитарному забрудненню. Перспективним є біоекологічний напрям профілактики паразитарних хвороб, який ґрунтується на нормалізації штучних екосистем шляхом розриву епізоотичного ланцюга, зокрема, знищення пропагати-

вних стадій паразитів і блокування життєвого циклу гельмінта на етапі перебування за межами організму хазяїна. Водночас створюються умови для зниження рівня контамінації об'єктів довкілля яйцями і личинками нематод, що забезпечує ймовірне проникнення інвазійного агента в організм специфічних та неспецифічних хазяїв.

Висновки

В урбоекосистемах ефект паразитарного забруднення аскарідідозами проявляється на трансформованих територіях під впливом антропогенних чинників. Формування паразитарного забруднення нематодами з ряду *Ascaridida* чітко проявляється у експансійних, експресійних і сукцесійних процесах, які протікають синхронно, а соціальні чинники створюють сприятливі умови та поглиблюють їх.

Література

1. Ройтман В.А. Паразитизм как форма симбиотических отношений / В.А. Ройтман, С.А. Беэр. – М.: РАН, 2008. — 310 с.
2. Волошина Н.О. Екологічні аспекти профілактики паразитарного забруднення на антропогенно трансформованих територіях (на прикладі нематод): автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : спец. 03.00.16 «Екологія» / Н.О. Волошина. – Чернівці. – 40 с.
3. Колос Л.А. Некоторые аспекты эколого-паразитологического мониторинга мегаполиса Киева / Л.А. Колос, С.Н. Тимошенко, А.В. Кракович // Сучасні інфекції. – Київ, 2009. – № 1. – С. 48–53.
4. Бодня К.І. Профілактика паразитозов в современных условиях / К.І. Бодня // СЕС. Профілактична медицина: науково виробниче видання. – 2009. – № 1. – С. 34–37.
5. Сонин М.Д. Закономерность формирования паразитарного загрязнения среды в урбанизированных экосистемах / М.Д. Сонин, С.А. Беэр, В.А. Ройтман [и др.] // Медицинская паразитология и паразитарные болезни. – 2000. – № 1. – С. 7–11.
6. Романенко Н. А. Санитарная паразитология : руководство для врачей / Н.А. Романенко, И.К. Падченко, Н.В. Чебышев – М.: Медицина, 2000. – 342 с.
7. Прийма О.Б. Взаємовідносини в системі «паразит-хазяїн» за токсокарозу собак: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. вет. наук: 16.00.11 «Паразитологія, гельмінтологія» / О.Б. Прийма. – Київ, 2013. – 21 с.

8. Захарчук О.І. Патоморфологічні зміни в організмі хазяїна внаслідок міграції ларвальних стадій гельмінтів / О.І. Захарчук // Клінічна анатомія та оперативна хірургія. – 2007. – Т. 6, № 4. – С. 87–91.
9. Найпоширеніші інвазійні хвороби свійських тварин в Україні / Ю.Ю. Довгій, О.А. Дубова, Д.В. Фещенко [та ін.]. – Ж.: Полісся, 2012. – 272 с.
10. Краснощеков Г.П. Паразитарная система: среда обитания и особенности адаптации паразитов / Г.П. Краснощеков. – Тольяти, 1996. – 50 с.
11. К проблеме распространения зоонозов паразитарной этиологии : материалы VII междунар. науч. конф. студ. и мол. уч. ["Живые системы и биологическая безопасность населения"], (Москва 15–18 нояб. 2008 г.) / Московский государственный университет прикладной биотехнологии. – М.: МГУПБ, 2008. – С. 253.
12. Слободенюк А.В. Особенности распространения токсокароза на территориях сельского и городского типов / А.В. Слободенюк, А.А. Косова, С.И. Руколеева // Медицинская паразитология и паразитарные болезни. – 2005. – № 3. – С. 36–38.
13. Беэр С.А. Роль водного фактора в рассеивании яиц *Toxocara* и распространении токсокароза в условиях мегаполиса / С.А. Беэр, Г.И. Новосильцев, Л.А. Мельникова // Паразитология. – 1999. – Т. 33., № 2. – С. 129–135.
14. Токсокароз – неусвідомлена екологічна проблема сучасного міста : зб. тез X Міжнародної наукової конференції студентів і аспірантів [«Молодь і поступ біології»], (Львів, 8–11 квіт. 2014 р.). – Львів: СПОЛОМ, 2014. – С. 128–129.
15. Астафьев Б.А. Экспериментальные модели паразитозов в биологии и медицине / Б.А. Астафьев, Л.С. Яроцкий, М.Н. Лебедева – М.: Наука: Академия наук СССР, 1989. – 279 с.
16. Онищенко Г.Г. Заболеваемость паразитарными болезнями в Российской Федерации / Г.Г. Онищенко // Эпидемиология и инфекционные болезни. – 2007. – № 6. – С. 4–6.

БІОІНДИКАЦІЯ УРБОСЕРЕДОВИЩА ЗА ПОКАЗНИКОМ ФЛУКТУЮЧОЇ АСИМЕТРІЇ ДЕРЕВ *ACER SACCHARINUM* L.

Гаврикова В.С.

Інститут еволюційної екології НАН України
вул. Академіка Лебедєва, 37, 03143, м. Київ,
viktoria100@i.ua

Проведено дослідження стану дерев *Acer saccharinum* L. у м. Києві за морфологічними ознаками листкових пластинок. Проведено апробацію виду *A. saccharinum* як текст-об'єкту при моніторингових дослідженнях за показником флуктуючої асиметрії. Стан насаджень міста охарактеризовано як задовільний. *Ключові слова:* флуктуюча асиметрія, *Acer saccharinum* L., біоіндикація.

Биоиндикация урбосреды используя показатель флуктуирующей асимметрии *Acer saccharinum* L. Гаврикова В.С. Проведено исследование состояния деревьев *Acer saccharinum* L. в г. Киев по морфологическим признакам листовых пластинок. Проведена апробация вида *A. saccharinum* как текст-объекта при мониторинговых исследованиях с помощью показателя флуктуирующей асимметрии. Состояние насаждений города охарактеризовано как удовлетворительное. *Ключевые слова:* флуктуирующая асимметрия, *Acer saccharinum* L., биоиндикация.

Bioindication of urbanized environment using fluctuating asymmetry index of *Acer saccharinum* L. Gavrikova V. Investigation of *Acer saccharinum* L. trees state is conducted. The testing of *A. saccharinum* species as test-object in monitoring research in terms of fluctuating asymmetry is conducted. The state of the city plantation is characterized as satisfactory. *Key-words:* fluctuating asymmetry, *Acer saccharinum* L., bioindication.

Вступ

Останнім часом у зв'язку з прогресуючим антропогенним навантаженням все більшої актуальності набуває проблема оцінки стану навколишнього середовища. Існує багато методів, що дають змогу виявляти негативні впливи на навколишнє середовище і перевага надається саме біологічним методам. Зокрема, найперспективнішому – біоіндикації. Такий підхід спрямований на визначення дії окремих факторів та стану середовища в цілому, коли якість довкілля оцінюються за станом органі-

змів, які безпосередньо та постійно перебувають у цьому середовищі. Можливість оцінки якості навколишнього середовища за показниками стабільності індивідуального розвитку особин певного виду доведена багатьма авторами [1-3]. Стабільність розвитку організму відображається у його здатності приймати «ідеальний» стан при визначеному наборі умов [4]. Чим нижча стабільність, тим вища імовірність того, що вона буде відхилятися від цього «ідеального» стану. Ідеальний стан рідко зустрічається *a priori*. Однак, білатеральні

структури у білатерально симетричних організмів проявляють абсолютну симетрію, з якою можна порівнювати відхилення [2]. Таким чином, вони забезпечують дуже зручний спосіб оцінки відхилень від норми, а також вивчення факторів, які можливо впливають на такі відхилення. Незначні відхилення від симетрії найчастіше описуються частотним розподілом право-ліво [5]. Виділяють три типи таких розподілів, тобто асиметрії: напрямлена асиметрія, антисиметрія та флуктуюча асиметрія. [5, 6]. Останній тип асиметрій найчастіше використовується при проведенні моніторингових досліджень. Флуктуюча асиметрія є наслідком недосконалої онтогенетичних процесів [2] і являє собою незначні ненаправлені відхилення від ідеальної (строкої) білатеральної симетрії. [1, 7]. Частота та рівень відхилень (флуктуюча асиметрія) від ідеальної (строкої) білатеральної симетрії відповідних органів чи частин тіла виявляється мінімальним лише за оптимальних умов середовища і неспецифічно зростає при будь-яких стресових впливах [1, 2, 8].

Флуктуюча асиметрія є чутливим індикатором стану природних популяцій. Можливість оцінки якості навколишнього середовища за аналізом показників флуктуючої асиметрії показана для ряду тваринних [9, 10] та рослинних [11, 12] об'єктів. Враховуючи, що одним з критеріїв «придатності – непридатності» певного виду для біоіндикації є його поширення та трапляння, було вирішено випробувати в якості модельного об'єкту для біоіндикації за показниками флуктуючої асиметрії *Acer saccharinum* L.,

який поширений в Україні та часто використовується при озелененні.

Метою роботи було з'ясування придатності використання показників ФА листків *A. saccharinum* L. для оцінки екологічного стану міських територій (на прикладі м. Київ).

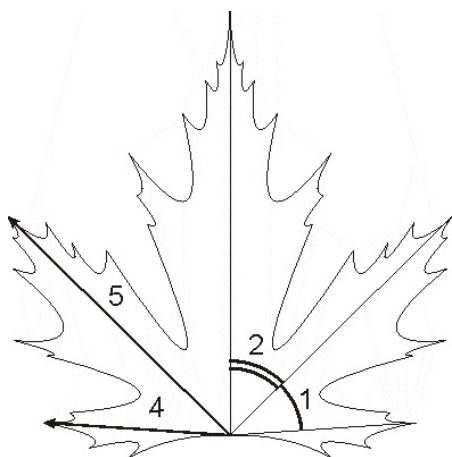
Матеріали та методи

В якості тест-об'єкту використано вид *A. Saccharinum*, який широко розповсюджений на території України. Вибір проб (листки *A. saccharinum*) проводили в червниліпні у шести місцезростаннях в м. Києві – штучні насадження вздовж вулиць: вул. Івана Кудрі, пр. Возз'єднання, пр. Оболонський та у парках міста: парк Пуща Водиця, Деснянський парк, парк Кіото. Всі точки відбору проб характеризуються різним рівнем техногенного навантаження (табл. 1.).

У кожній точці відбору проб випадково обирали 10 дерев, з яких збирали по 30 листків з нижньої крони по периметру дерева. Для морфометрії відбирали лише непошкоджені листки. Свіжозрізані листки одразу ж дигіталізували з використанням сканера HP Scanjet 200. З кожної листкової пластинки за допомогою програмного пакету CoralDRAW знімали по 5 параметрів з лівої та правої сторони (рис.1.): 1 – кут між проксимальною та дистальною бічними жилками першого порядку; 2 – кут між центральною та проксимальною бічною жилкою першого порядку; 3 – кут між центральною та дистальною бічною жилкою першого порядку; 4 – довжина дистальної бічної жилки першого порядку; 5 – довжина проксимальної бічної жилки першого порядку.

Таблиця 1. Характеристика місцезростань

№	Місцезростання	Умовне позначення	Коротка характеристика		
			Рослинність	Тип ґрунту	Антропогенне навантаження
1	парк Кіото	КП	Штучні насадження	Урбанозем	Помірне рекреаційне навантаження
2	Деснянський парк	ДП	Штучні насадження	Урбанозем	Інтенсивне рекреаційне навантаження, помірна транспортна завантаженість дороги
3	пр. Оболонський	ОП	Штучні насадження вздовж дороги	Урбанозем	Помірна транспортна завантаженість дороги
4	вул. Івана Кудрі	КВ	Штучні насадження вздовж дороги	Урбанозем	Помірна транспортна завантаженість дороги
5	парк Пуща Волиця	ПВ	Сосново-дубові угруповання	Піщані та супіщані ґрунти	Помірне рекреаційне навантаження
6	пр. Возз'єднання	ВП	Штучні насадження вздовж дороги	Урбанозем	Висока транспортна завантаженість дороги

Рис. 1. Листкова пластинка *A. saccharinum* та параметри, що визначалися

$$FA = \frac{2|L - R|}{L + R},$$

де FA – флуктуюча асиметрія, L – промір листкової пластинки з лівої сторони, R – промір листкової пластинки з правої сторони. Для кожного листка, дерева та місцезростання окремо знаходили середнє арифметичне та визначали межі довірчого інтервалу ($p=0,05$). Відсутність або наявність напрямленої асиметрії для кожного параметра в межах дерева оцінювали за середньою величиною різниці значень з обох боків листкової пластинки. Математичну обробку проводили у програмному пакеті Microsoft Excel 2003 та Statistica 6.0.

Для визначення величини флуктуючої асиметрії використовували формулу [2]:

Результати та їх обговорення

Достовірних відмінностей між величинами флуктуючої асиметрії в межах окремого дерева та певного місцезростання не було виявлено. Величина показника флуктуючої асиметрії в межах міста коливалась

від 7 % до 9,5 % (рис. 2), середнє значення показника флуктуючої асиметрії для міста становить 8,16 %. Напряmlена асиметрія в усіх випадках не перевищувала 5 %, тому при подальших розрахунках, відповідно до методичних вказівок [3], не враховувалась.

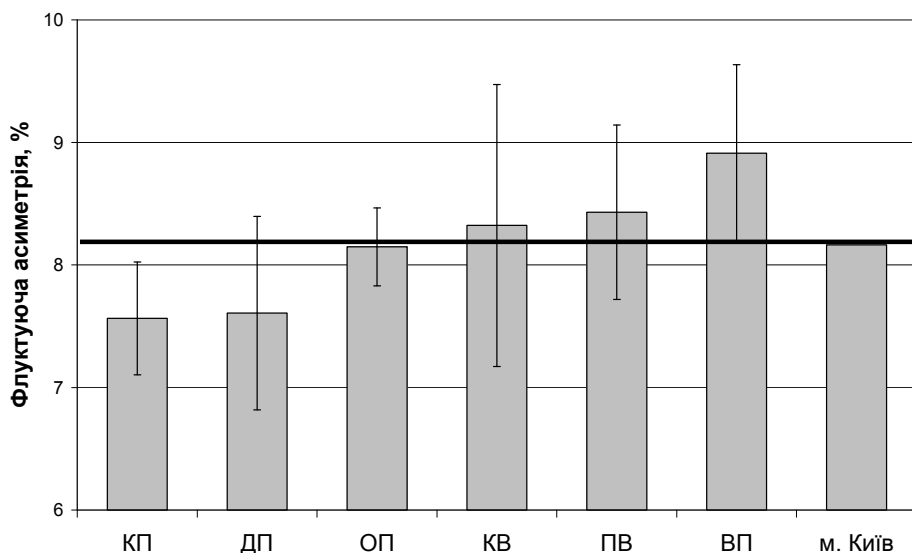


Рис. 2. Величина флуктуючої асиметрії листкових пластинок *A. saccharinum* в досліджених місцезростаннях (умовні позначення відповідають табл. 1.)

Значення показника флуктуючої асиметрії місцезростання пр. Возз'єднання є найвищим, перевищує середнє по місту і свідчить про те, що у даному місцезростанні стан дерев є найгіршим з усіх досліджених. Ймовірно, такий результат є наслідком високого ступеня антропогенного навантаження: автошлях уздовж проспекту має високу щоденну інтенсивність руху автотранспорту, що значною мірою забруднює повітря. Найнижчі значення показника флуктуючої асиметрії спостерігали у місцезростаннях вулиця Івана Кудрі та Деснянський парк, який свідчать на схожий та найкращий стан

дерев в цих місцезростаннях порівняно до інших досліджених. Суттєве перевищення значення флуктуючої асиметрії місцезростання пр. Возз'єднання над значеннями цього показника у місцезростаннях вулиця Івана Кудрі та Деснянський парк є достовірним (за коефіцієнтом t_{st} -Ст'юдента ($p=0,05$)).

Значення показників флуктуючої асиметрії у місцезростаннях пр. Оболонський, вул. Івана Кудрі та парк Пуца Водиця є близькими і не відрізняються один від одного достовірно (за коефіцієнтом t_{st} -Ст'юдента ($p=0,05$)). Подібний результат свідчить про схожий стан дерев у згада-

них місцезростаннях. Близький стан дерев на вулицях: пр. Оболонський та вул. Івана Кудрі пояснюється помірною автомобільною завантаженістю доріг вздовж цих вулиць. Значення показника флуктуючої асиметрії місцезростання парк Пуща Водиця близьке до значень цього ж показника у місцезростаннях пр. Оболонський та вул. Івана Кудрі, ймовірно, є наслідком наближеності досліджуваних дерев у парку до дороги з невисокою інтенсивністю руху та помірним рекреаційним навантаженням у парку Пуща Водиця.

Значення усіх досліджених місцезростань, окрім місцезростання пр. Возз'єднання, не перевищують або

є близькими до середнього по місту. Отже, стан дерев *A. saccharinum* м. Києва можна оцінити як задовільний.

Висновки

За підсумком проведених досліджень можна зробити висновок: *A. saccharinum* є придатним видом для проведення біоіндикаційних досліджень за показником флуктуючої асиметрії. Результати дослідження свідчать, що величина флуктуючої асиметрії *A. saccharinum* зростає в місцях високого антропогенного навантаження. Стан дерев *A. saccharinum* м. Києва оцінено як задовільний.

Література

1. Захаров В.М. Асимметрия животных / В.М. Захаров. – М.: Наука, 1987. – 216 с.
2. Palmer A.R. Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns / A.R. Palmer, C. Strobeck // Ann. Rev. Ecol. Syst. – 1986. – V.17. – P. 391-421.
3. Захаров В.М. Здоровье среды: методика оценки. / В.М. Захаров, А.С. Баранов, В.И. Борисов, А.В. Валецкий, Н.Г. Кряжева, Е.К. Чистякова, А.Т. Чубинишвили. М.: Центр экологической политики России, 2000. 68 с.
4. Zakharov V.M., Graham J.H. (eds.) Developmental stability in natural populations // Acta Zoologica Fennica. 1992. V. 191. P. 85-101.
5. Palmer A.R. Fluctuating asymmetry analyses: A primer / A.R. Palmer // Developmental instability: its origins and evolutionary implications. / Ed. T. A. Markow. – Dordrecht, Netherlands: Kluwer, 1994. – P. 335-364.
6. Valen L. A study of fluctuating asymmetry // Evolution. 1962. V. 16. P. 125-141.
7. Mather K. Genetical control of stability in development. Heredity. 1953. V. 7. P. 297-336.
8. Гелашвили Д.Б. Влияние лесопатического состояния березы повислой на величину флуктуирующей асимметрии листовой пластинки / Д.Б. Гелашвили, И.В. Лобанова, Е.А. Ерофеева, М.М. Наумова // Поволжский экологический журнал. – 2007. – № 2. – С. 106-115.
9. Романов Н.С. Мофологическая изменчивость обыкновенной малоротой корюшки *Hipomesus olidus* (Pallas) (Salmoniformes, Osmeridae) из некоторых водоемов Сахалина / Н.С. Романов // Чтения памяти В.Я. Леванидова. – 2003. – вып. 2. – С. 417-424.
10. Лебедева Н.І. Використання флуктуючої асиметрії краніологічних ознак хижаків у біоіндикаційних дослідженнях / Н.І. Лебедева, О.П. Корж, О.Ю. Мазай // Електронне наукове видання «Актуальні питання біології, екології та хімії». – 2009. – № 1. – С. 33-40.
11. Гавриков Д.Е. Методика оценки стабильности развития на примере березы (*Betula pendula*) / Д.Е. Гавриков, С.Г. Баранов // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН. – 2006. – №2 (48). – С. 13-17.
12. Кузьмичев А.М., Динамика асимметрии листьев деревьев в г. Балашове и за его пределами в условиях экстремального жаркого лета / А.М. Кузьмичев, А.И. Золотухин // Вестник Саратовского госагроуниверситета им. Н.И. Вавилова. – 2012. – № 7. – С. 25-28. ISSN 1998-6548.

ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНИХ МІНЕРАЛІВ (ЦЕОЛІТ) ЯК ЕТАПІВ КОМПЛЕКСНОЇ ТЕХНОЛОГІЇ КОРЕГУВАННЯ СКЛАДУ ВОДНИХ РОЗБАВЛЕНИХ РОЗЧИНІВ ДО ПРИРОДНО СФОРМОВАНОЇ ЯКОСТІ

Заграй Я.М., Ребренюк А.В.

Київський національний університет будівництва та архітектури,
пр-т Повітрофлотський, 31, 03680, м.Київ,
soul-militant@ukr.net

В даній статті розглянутий природний мінерал – цеоліт, з описом їх походження. Зроблений огляд фізико-хімічних властивостей цеоліту, його хімічного і фазового складу, наведена загальна формула алюмосилікатних цеолітів. Розглянуто основні процеси впливу на структуру води в системі “розбавлений водний розчин, питна вода - цеоліт” і зроблений висновок, що цеоліт можна використовувати як стадія для підготовки вод питного призначення завдяки його молекулярно-ситовим і іонообмінним властивостям. *Ключові слова:* питна вода, цеоліти, молекулярно-ситові властивості, іонообмінні властивості.

Использование природных минералов (цеолит) как этапов комплексной технологии корректировки состава водных разбавленных растворов в естественно сложившемся качестве. Заграй Я.М., Ребренюк А.В. В данной статье рассмотрен природный минерал-цеолит, с описанием их происхождения. Сделан обзор физико-химических свойств цеолита, его химического и фазового состава, приведена общая формула алюмосиликатных цеолитов. Рассмотрены основные процессы влияния на структуру воды в системе "разбавленный водный раствор, питьевая вода – цеолит" и сделан вывод, что цеолит можно использовать как стадия для подготовки вод питьевого назначения благодаря его молекулярно-ситовым ионообменным свойствам. *Ключевые слова:* питьевая вода, цеолиты, молекулярно-ситовые свойства, ионообменные свойства.

The use of natural minerals (zeolite) as phases of complex technologies adjustment of water to dilute solutions naturally formed as. Zahray J., Rebrenyuk A. This paper considered a natural mineral-zeolite, with descriptions of their origin. A review of physical and chemical properties of zeolite, its chemical and phase composition, given the general formula aluminosilicate zeolites. The basic processes impact on the structure of water in the "diluted aqueous solution, drinking water -zeolite" and concluded that zeolite can be used as a stage for the preparation of drinking water due to its purpose molecular sieve and ion – exchange properties. *Keywords:* drinking water, zeolite molecular sieve properties, ion-exchange properties.

На сьогодні понад мільярд людей використовують непридатну для пиття воду, що зумовлює необхідність здійснювати корегування води – доводити розбавлений водний розчин, до природно сформованої якос-

ті. Для цієї задачі застосовують природні мінерали, зокрема цеоліти які можуть використовуватися як окремий етап в комплексних багатостадійних поетапно-функціональних технологіях здійснює кондиціону-

вання питної води, яка пройшла водопідготовку на центральній станції водопостачання.

Цеоліти - в перекладі з грецького «киплячі» або «скипаючі» камені. Вони виявлені шведським дослідником Кронштедом майже 250 років тому. Перші випробування властивостей природних цеолітів в Росії проводилися в 1913 р. на дослідному комбінованому фільтрі станції Сйськ Московсько-Курської залізниці, з метою пом'якшення московської водопровідної води і води з артезіанської свердловини. Перше промислове родовище цеолітів було відкрито в 1969 р. на території Туркменії (Бадхизський прояв). Коли почала створюватися сировинна база нового виду корисної копалини – цеолітових туфів. Їх почали використовувати в різних сферах життєдіяльності людини. До 90-х рр.. ХХ ст. було розроблено кілька десятків цеолітових родовищ в Росії та інших країнах [2].

Кваліфіковане використання природних цеолітів дозволяє вирішувати безліч природоохоронних, радіоекологічних та медико-біологічних проблем. Але широке використання природних цеолітів, свідчить лише про перші кроки освоєння цього унікального матеріалу, подарованого людині природою [3].

Формування природних цеолітів

Цеоліти (грец. *zéō* – кипіти, *lithos* – камінь) при сильному та швидкому нагріванні спучуються і утворюють пухірчасте скло - гідротермальні, екзогенні, рідше метаморфічні мінера-

ли. На думку вчених, цеоліти зустрічаються в низькотемпературних гідротермальних жилах, мигдалинах вулканічних порід, у піщаниках, аркозах і граувакках, в тріщинах і порожнинах гнейсів та кристалічних сланців, де утворюються як продукт поствулканічних процесів. Ці родовища незначні за обсягом, але численні і відомі в усьому світі [1,4].

Фізико-хімічні властивості природних цеолітів

Природні цеоліти утворюють, зазвичай, білі, іноді безбарвні та прозорі, рідше червонуваті, коричневаті та зеленкуваті кристали кристалографічних сингоній. Вчені Інституту геології і геофізики бувшого СРСР за фазовим складом поділяють цеоліти на:

- кліноптілоліт: 60-65%;
- монтморилоніт: 12%;
- калієвий польовий шпат: 3-3,5%.

Мікроскопічно (за габітусом) виділяють:

- волокнисті – натроліт, мезоліт, томсон, сколецїт, ломонтїт, гоннардїт, едінгтонїт, морденїт, еріон, жісмондїн (абразія) та інші;
- листоваті (або пластинчасті) цеоліти - стільбен, гейландит, Брюстера та інші;
- ізометричні цеоліти - шабазїт, Філлїпс, гармотом, фоязїт, дакіардїт та інші [7].

Хімічний склад природних цеолітів, на відміну від синтетичних, вважається стабільним. Наявність у їхньому складі шкідливих елементів не перевищує: плумбуму — 0,003%; цинку — 0,04%; купруму — 0,0015%; арсену — 0,0001%6.



Рис. 1. Природний цеоліт

Таблиця 1. Загальний хімічний склад природних цеолітів, %

SiO	69,0-74,0%	CaO	1,7-3,3%
TiO	0,08-0,16%	MgO	0,4-1,7%
Al ₂ O ₃	11,4-14,0%	K ₂ O	4,0-5,5%
Fe ₂ O ₃	0,60-1,8%	Na ₂ O	0,4-0,9%
MnO	0,02-0,05	H ₂ O	д про 10%

Фізичні характеристики цеолітів: питома вага $\rho_s = 2,38 \text{ кг/дм}^3$; об'ємна вага в щільному стані $\rho_{\text{max}} = 1,41 \text{ кг/дм}^3$; об'ємна вага в рухомому стані $\rho_{\text{min}} = 1,17 \text{ кг/дм}^3$; пи-

тома поверхня $S = 229,1 \text{ м}^2/\text{г}$; сумарна ємність поглинання катіонів $E_{\text{сум}} = 40 \text{ мг-екв/100г}$; ємність поглинання катіонів тільки зовнішньою поверхнею цеоліту $E_{\text{пов}} = 2,44 \text{ мг-екв/100г}$. Твердість — 5-5,5 (за мінералогічною шкалою); густина — 1,9–2,8 г/см^3 ; межа міцності при стисканні — 8-15 МПа; питома теплоємність — 0,83-1 $\text{кДж/(кг}\cdot\text{K)}$, теплопровідність — 0,14 $\text{Вт/(м}\cdot\text{ч}\cdot\text{K)}$. Цеоліти нерозчинні у воді, кислотах, лугах та органічних розчинниках, термостійкі в межах температур до 500 °С. Природні цеоліти є молекулярними ситами, тобто мікропористими з розміром чарунок 2,6–8 Å [9].

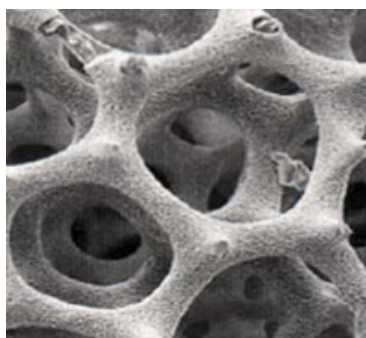
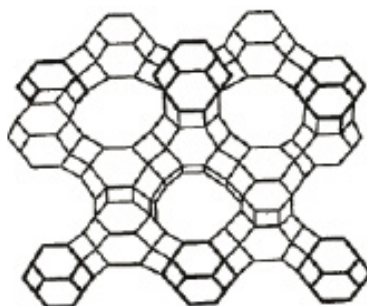


Рисунок 2. Проекція фрагмента пористої кристалічної структури цеоліту

За визначенням Арнаутук Н.В. кристалічна структура природних цеолітів і штучних в тому числі утворена тетра-

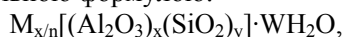
едричними групами $\text{SiO}_{2/4}$ і $\text{AlO}_{2/4}$, об'єднаними загальними вершинами в тривимірний каркас, пронизаний порожнинами та каналами (вікнами) розміром 2-15 ангстрем. Відкрита каркасно-порожнинна структура цеолітів $[\text{AlSi}]_n\text{O}_4$ – має негативний заряд, компенсує протиіонами (катионами металів, амонію, алкіламонія та ін. іонами, уведеними за механізмом іонного обміну) і легко дегідратується молекулами води [5,6].

Найбільш важливою особливістю цеолітів, на думку Пилев Л. Н. і Кривошеєнко Л. В., яка практично визначає специфічні властивості цих мінералів, є наявність системи пустот і каналів в їх структурі, зайнятих крупними іонами, і молекул води, які вільно рухаються. Це призводить до іонного обміну та оборотної дегідратації, що сягаю до 50% загального обсягу мінералу і зумовлює цінність цеоліту як сорбента. Вхідні отвори з каналів у порожнині цеолітів утворені кільцями з атомів кисню – найбільш вузькі місця каналів. Їх формою і розмірами визначаються величини іонів і молекул, які можуть проникати в порожнину. На цьому засновано застосування цеолітів молекулярних сит [9]. Пориста структура природних цеолітів містить активні обмінні катіони і зумовлює унікальні адсорбційні, катіонообмінні та каталітичні властивості цих мінералів. Кількість молекул цеолітної води, а також види та кількість інших молекул, які можуть бути адсорбовані, визначаються об'ємом вільного внутрішнього кристалічного простору [8].

При нагріванні цеоліту, вода з нього починає випаровуватися. Позбавлений води цеоліт являє собою мікропористу кристалічну «губку», обсяг пор в якій сягає – 50% обсягу каркаса цеоліту. Та-

ка «губка», що має діаметр вхідних отворів від 0,3 до 1 нанометрів (залежно від виду цеоліту) і є високоактивним адсорбентом. Діаметр вхідних отворів «губки» має чітко визначені розміри. У зв'язку з цим відбувається так званий молекулярно-ситовий відбір. Властивості цеолітів дозволяють розділяти молекулярні суміші навіть у тих випадках, коли різниця в розмірах молекул становить мільярдні частки сантиметра. При охолодженні ж цеоліт знову вбере в себе воду з атмосфери [1,9].

Природні цеоліти нагадують алюмосилікатні каркасні структури, склад яких може бути виражений загальною формулою:



де М — n-валентний катіон металу, здатний до іонногообміну; W — кількість молекул води; x/n — від 1 до 5.

За інформацією Оксфордського університету поведінка цеолітів у процесі іонообміну залежить від дії природи катіона, його заряду і розміру в дегідратованому і гідратованому стані, температури, концентрації катіонів у розчині, природи аніону, що асоціюється з катіоном у розчині, структурних особливостей цеоліту [10].

Система “цеоліт-водний розбавлений розчин”

Цеоліт володіє молекулярно-ситовими та іонообмінними властивостями. Тобто, цей мінерал здатний вбирати різні шкідливі речовини і виділяти при цьому корисні елементи.

Цеоліти сприяють видаленню з води важких металів, вірусів, радіоактивних елементів, фенолу, амонію,

нітратів, нафтопродуктів, органічних забруднювачів, пестицидів. Крім того, цеоліти знижують концентрацію хлорид-іонів, фторид-іонів, видаляють солі жорсткості і пом'якшують воду [11].

Штучно синтезовані цеоліти (пермутити, одержувані сплавленням силікату алюмінію, соди і піску) також широко застосовуються в водоочисних приладах, як адсорбенти, іонообмінних та молекулярних ситах [12].

За висновком Торна К. (Оксфордський університет) тільки цеоліт не зможе впоратися з усіма забрудненнями, адже порожнечі в структурі цеоліту різні і відповідають абсолютно різним речовин. Тому цеоліти, які видаляють з

води радіоактивний стронцій та інші схожі речовини можуть зовсім не затримуватись. Крім того, фільтрація води з використанням цеолітів і виділенням різних речовин відбувається за різних умов [13].

Експериментальні дослідження в природних умовах

Продовжуються цілорічні дослідження процесів у системі “розбавлений водний розчин, питна вода - граніт” в реальних умовах на основі діючих джерел з етапу корегування та використання питної води, яка безперервно споживається (табл. 2).

Таблиця 2. Результати другого етапу досліджень

Показник води	Одиниця вимірювання	21.07.13		26.08.13		21.09.13	
		Колодязь	Джерело	Колодязь	Джерело	Колодязь	Джерело
Каламутність	Мг/дм ³	прозора	прозора	прозора	прозора	прозора	прозора
Колірність	Градус	-	-	-	-	-	7
РН		6.77	6.66	6.98	6.68	7.17	6.77
Лужність	Мг/дм ³	155.55	375.3	143.35	384.3	155.55	384.3
	Мгекв/дм ³	2.55	6.15	2.35	6.3	2.55	6.3
Сульфати	Мг/дм ³	68	84.1	59.2	92.8	53.6	72.1
	Мгекв/дм ³	1.42	1.75	1.23	1.93	1.12	1.50
Хлориди	Мг/дм ³	12.43	48.3	9.76	93.2	10.65	86.98
	Мгекв/дм ³	0.35	1.36	0.27	2.63	0.3	2.45
Жорсткість	Мгекв/дм ³	4.1	7.3	3.5	8.6	4.1	8.6
Магній	Мг/дм ³	10.94	14.6	1.4	7.2	13.38	24.32
	Мгекв/дм ³	0.9	1.2	0.12	0.59	1.1	2
Кальцій	Мг/дм ³	64.12	122.24	58.12	140.28	60.12	132.46
	Мгекв/дм ³	3.1	6.1	2.9	7	3	6.61
Залізо	Мг/дм ³	-	-	-	-	-	-
Нітрати	Мг/дм ³	42.1	16	34.8	21	40.8	18.4
	Мгекв/дм ³	0.68	0.26	0.56	0.34	0.66	0.3
Нітрити	Мг/дм ³	0.02	0.15	0.015	0.2	0.02	0.09
	Мгекв/дм ³	0.0004	0.003	0.0003	0.004	0.0004	0.002
Азот амонійний	Мг/дм ³	-	-	-	-	-	-
	Мгекв/дм ³	-	-	-	-	-	-
Окиснювач	мгО/дм ³	3.6	2.48	3.28	2.64	3.2	2.4
Мінераліз.	Мг/дм ³	298.69	525.45	274.34	628.34	269.23	571.25
Натрій+Калій	Мг/дм ³	23.1	52.67	21.16	59.8	12.2	44.5
	Мгекв/дм ³	1	2.29	0.92	2.6	0.53	1.93

Висновки

Основною особливістю природних цеолітів є наявність системи пустот і каналів в їх структурі, які можуть сягати 50% загального обсягу мінералу, що зумовлює цінність цеоліту як сорбента. Цеоліт володіє молекулярно-ситовими та іонообмінними властивостями, що надає йому можливість видаляти різні шкідливі речовини (важкі метали, фенол, нітрати, нафтопродукти тощо) і виділяти при цьому корисні.

Аналіз інформаційних джерел засвідчив, що одним із засобів для кон-

диціонування питних вод можуть бути природні мінерали, кондиціонери, коректори складу води і її структури, завдяки процесам сорбції, іонообміну та фільтрації. До таких мінералів належать і природні цеоліти, які можуть наближувати якість питної води до природно сформованої, при використанні їх як окремого етапу в комплексних багатостадійних поетапно-функціональних технологіях з корегування питної води і для кондиціонування питної води, яка пройшла водопідготовку на центральній станції водопостачання.

Література

1. «Гигиеническая оценка и изучение барьерной роли природных цеолитов Холинского месторождения по отношению к ряду химических и биологических загрязнителей при использовании их в качестве фильтрующей загрузки для очистки питьевой воды» / Научный отчет. - Новокузнецк: Академия медицинских наук СССР, 1990. – 82 ст.
2. Савченко М.Ф., Ткачев П.Г. Цеолиты России (Мед.-биол., гигиен., экол. и экон. аспекты). - Иркутск: Иркутский университет, 1998. – 253 с.
3. Цеолиты - минерал XXI века. // Сантехника, отопление, кондиционирование, 2004. - №4.-С. 50-52.
4. «Zeolite-water close cycle solar refrigeration; numerical optimisation and field-testing», Jean-Baptiste Monnier; Dupont, M. Proc. Annu. Meet. — Am. Sect. Int. Sol. Energy Soc.; American Solar Energy Society meeting; 1 June 1983; Minneapolis, MN, USA – 181-185pp.
5. Zeolites in Sedimentary Rocks. Ch. in United States Mineral Resources, Professional Paper, 1973. – 820 p.
6. Арнаутов Н.В., Академия наук СССР, СО. Стандартные образцы химического состава природных минеральных веществ. Методические рекомендации. Новосибирск.— Институт геологии и геофизики АН СССР.— 1990. – 143 с.
7. Николаев. В.Н. Об использовании природных цеолитов для профилактики радиационных поражений и самолечения в районе ЧАЭС. Институт геологии и геофизики СО АН СССР и Институт физиологии СО АМН СССР». Новосибирск: 1986 г.
8. Брек Д. В., Цеолитовые молекулярные сита. Москва: Недра.— 1983 г. - 647 с.
9. Пылев Л. Н., Кривошеев Л. В. Физико-химические и медико-биологические свойства природных цеолитов.— Новосибирск: 1990 г. -46 с.
10. Mampton F. A. Mineralogy and Geology of Natural zeolites. Ed., Oxford, 1977 -198 p.
11. Николаев В. Н. Природные цеолиты в социальной сфере и охране окружающей среды. Новосибирск: 1990.— С. 4-14.
12. Снигирева Т. В., Величковский Б. Т., Новые подходы к обоснованию гигиенических регламентов пыли природных и синтетических цеолитов, Российский Государственный медицинский университет, Москва: Природные цеолиты России, Том II, Новосибирск: Институт минералогии и петрографии СО РАН, 1992 г.— 103 с.
13. K. Torn, Natural Zeolites. Occurrence, Properties, Use. Oxford, New York, Pergamon Press. 1978, - 441-450 pp.

ЗЕМЕЛЬНІ ВІДНОСИНИ В ПРИРОДОКОРИСТУВАНІ: ПРОБЛЕМИ ВІДНОСИН ВЛАСНИКІВ ЗЕМЕЛЬНИХ ЧАСТОК (ПАЇВ) ТА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ НА ТЕРИТОРІЯХ НПП

Другак В.М.¹, Свентух В.Ю.²

¹ Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
Вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ,
treyak2@ukr.net;

² Національний університет біоресурсів і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, 03041, м. Київ,
rectorat@nubip.edu.ua

Обґрунтовано необхідність застосування нової інституціональної економічної теорії для формування економічних і правових відносин власників земельних часток (паїв) та сільськогосподарських підприємств розміщених на територіях національних природних парків. *Ключові слова:* земельні відносини, екологічні відносини, власники земельних часток, держава, інституціональне середовище, інститут-пастка, відносини власності на землю.

Земельные отношения в природопользовании: проблемы отношений собственников земельных долей (паев) и сельскохозяйственных предприятий на территориях НПП. Другак В.М., Свентух В.Ю. Обоснована необходимость применения новой институциональной экономической теории для формирования экономических и правовых отношений собственников земельных долей (паев) и сельскохозяйственных предприятий расположенных на территориях национальных природных парков. *Ключевые слова:* земельные отношения, экологические отношения, собственники земельных долей, государство, институциональная среда, институт-ловушка, отношения собственности на землю.

Land relations in nature: relationship issues of land (shares) and agricultural enterprises in the national park. Druhak V., Sventuh V. The necessity of applying new institutional economic theory for the formation of economic and legal relations between owners of land shares (shares) and farms located in the National Park. *Keywords:* land relations, environmental relations, the owners of land shares, state, institutional environment, college-trap, the relationship of land ownership.

Еволюція інституту земельної власності в Україні залежить від історії його розвитку, що призвело до появи так званого інституту-пастки для власників земельних часток (па-

їв), всупереч цивілізованим земельним відносинам ринкових умов.

Інститут економіки, що базується на приватній власності, не можна розуміти як конструкцію норм цивільного права і відповідних судових рі-

шень та індивідів, які конкурують між собою, ведуть переговори і заключають договори обміну. Інституціональний каркас (інституціональні правила) містить приватні і суспільні організаційні структури, які створюються і функціонують відповідно до діючих правил приватних і суспільних колективних дій. У галузі земельних відносин щоденні стосунки між власниками земельних часток (паїв) і юридичними особами, які здійснюють свою діяльність в сільському господарстві та природокористуванні, та орендарями земельних ділянок й іншими громадянами України, які одержують екологічні та рекреаційні послуги, здійснюються в рамках специфічних організаційних структур з важливими особистісними відносинами між ними.

Загалом економіка землевладіння і землекористування, заснована на приватній власності на землю. Це система саморегульованих угод різного строку дії та пластичності, які враховують зовнішні умови і являють собою конституцію (формальну і неформальну) економіки. Така система утримується в єдності завдяки загальній згоді [1]. Отже, політико-економічне життя можна трактувати як систему багатосторонніх відносин за угодами, в яких переговори носять всеоб'ємний характер. Щодо конституційних і операційних правил економіки, то вони мають в основі приватну власність на землю, а індивідуальна діяльність власників земельних часток (паїв) та юридичних осіб в сільському господарстві та природокористуванні має відповідати інтересам держави.

Інституціональні умови відтворення економічної системи залежать

від якості легітимних суспільних інститутів. Вони утворюють інституціональну систему, в якій реалізуються складні виробничі, економічні, соціальні, екологічні й побутові відносини всіх суб'єктів громадянського суспільства. Важливу роль у функціонуванні ринкової інституціональної системи відіграють її організаційні структури, що виконують свої визначені цілі. Ними є власники земельних часток (паїв) та сільськогосподарські підприємства як і природокористувачі у державі представляють організаційні структури. Дії власників земельних часток (паїв) та сільськогосподарських підприємств спрямовані на забезпечення безпеки транзакційно-специфічних інвестицій та максимізацію залишкового доходу власників і т.д. Окремі власники земельних часток (паїв) та сільськогосподарські підприємства мають свої особистісні цілі, які частково збігаються із загальною метою, а проблеми зовнішніх ефектів визначаються погодженими природоохоронними обмеженнями, які зумовлюють спектр допустимих індивідуальних рішень, - формальної або неформальної «конституції».

Створення (еволюція) організаційних структур залежить від інформації яка не є безкоштовним благом, передбачає вільний доступ. Її потрібно виробити (відкрити, винайти, знайти в результаті пошуку або з'ясувати в процесі переговорів), і за певних умов вона може стати предметом обміну, якщо вона достовірна і надійна. Способи створення, передачі й забезпечення вірогідності інформації можуть бути різними і залежать від права власності на земельні ділянки чи природні ресурси. Економічні і екологічні відносини власності на

землю та інші природні ресурси обов'язково залежать від інституціонального середовища в економічному обігу.

Мета статті – обґрунтувати необхідність застосування нової інституціональної економічної теорії у формуванні інституціонального середовища та контрактних відносин між власниками земельних часток (паїв), сільськогосподарськими підприємствами та адміністраціями національних природних парків в процесі їх діяльності і визначити роль держави у цьому процесі.

Виклад основного матеріалу

Нова економічна теорія організаційних структур [2] за Ванбергом [3] передбачає «концепцію переплетень контрактів» (pexus of contracts approach) залежно від їх специфіки в умовах ринкових обмінів [3, 4]. Ми розглядаємо організацію (економічний зміст) як мережу контрактів (угод, договорів) у галузі земельних відносин (відносин власності на землю) між індивідами. Ці контракти призначені для регулювання економічних трансакцій (включаючи інформаційні трансакції) між індивідуальними членами суспільства. «Структура керування» або «конституція» організації земельних відносин залежить від специфікації активів, поєднаних цими трансакціями та їх частоти. Відносини в рамках можуть бути багатосторонніми, як, наприклад, у випадку договору між партнерами в юридичній фірмі, або двосторонніми, як при оренді сільськогосподарським підприємством земельних ділянок у власників земельних часток (паїв). Теорія трансакційних витрат Уільям-

сона [5] й її різновиди мають місце лише у двосторонніх відносинах. У колишньому визначенні теорії прав власності, досліджували абсолютні права власності, як власність на речі, тобто за методом багатосторонньої координації. Права власності визначають економічний або матеріальний стан кожного індивіда відносно інших членів суспільства. Вони дають можливість прийняти децентралізоване рішення, а конституційний порядок слід розглядати як результат багатостороннього договору [6], призначеного для полегшення багатосторонньої координації. Щодо повної централізації прийняття рішень, то вона практично ніколи не реалізується, навіть в економіці радянського типу або в армії.

Концепція міжнародного режиму, запропонована політологами, і зокрема Кеохейном [7], припускає існування змішаного варіанта централізації й децентралізації в прийнятті рішень і при аналізі структури відносин прав власності використовує теорію трансакційних витрат. Політологи пояснюють добровільну кооперацію між суверенними державами концепцією режиму. Але ніхто не пояснює як повинна бути організована контрактна взаємодія між багатьма сторонами для зниження трансакційних витрат. Можливо, що необхідно мати головного учасника, спільного для всіх контрактів, тобто гегемона (у випадку міжнародних режимів), або особу (у випадку власників земельних часток (паїв) чи сільськогосподарського підприємства). Ним також може бути гегемон ринкової організації як агента потенційних торгових партнерів (його принципалів). Тут виникає поняття керов-

ваної довгострокової угоди між принципалом і агентом [8].

Це рішення було запропоновано ще Коузом [9], який двосторонні угоди розуміє як «найдешевший» спосіб розв'язання проблеми багатосторонньої угоди (тобто зниження витрат ведення переговорів і витрат впливу) [10]. У деяких випадках прямі багатосторонні контрактні відносини між членами організації можуть виявитися економічно доцільнішими або політично неминучими (Організація Об'єднаних Націй, Європейське співтовариство тощо [7]. Тобто всі організації наділені абсолютними правами власності і правилами регулювання, але вони по-різному можуть бути використані або передані.

Концепція контрактних відносин застосовується до всіх видів трансакцій: ринкових, управлінських і політичних. Існують і соціальні трансакції, які відіграють важливу роль у всіх соціальних відносинах і є символами визнання або престижу [11,12]. «Соціальний капітал» [13, 14], який формується за допомогою економічних і соціальних трансакцій і має велике значення при визначенні вартості передачі інформації. Щодо вартості передачі інформації про земельну власність, то вона гарантує допомогу в її збереженні.

До базових належать визначення трьох організаційних структур: власники земельних часток (паїв) та сільськогосподарські підприємства; природокористувачі; держава.

У відносинах між власниками земельних часток (паїв) та сільськогосподарськими підприємствами розуміють мережу контрактів (договорів) у сфері відносин власності на землю

між індивідами (у загальному випадку власниками земельних ділянок які використовують їх не самостійно), а з метою ефективної організації використання земель в сільськогосподарському виробництві. Власники земельних часток (паїв) та сільськогосподарського підприємства приймають рішення за допомогою ієрархічних трансакцій [16]. Контракти у сфері земельних відносин це добровільно укладені довгострокові договори, що захищаються законом у будь-якій інституціональній структурі, що функціонують в Україні. Структура управління договорами оренди у сфері земельних відносин визначає процеси організації використання землі й передачі інформації та методи, які допомагають зробити інформацію достовірною. Тобто вони визначають специфічний щодо конкретного власника земельної частки (паю) та сільськогосподарського підприємства розподіл прав на землю й регулюють спосіб використання або передачі цих прав. Власники земельних часток (паїв) та сільськогосподарські підприємства як організаційна структура виконують трансакційну діяльність на постконтрактній стадії (виконання, контроль і забезпечення виконання договорів). Існує користувачі й інших природних ресурсів, зокрема, біорізноманіття, які розміщені на земельних ділянках і не можуть без них функціонувати. Користувачами біорізноманіття є адміністрації НПП.

Відсутність правового регулювання контрактних відносин в цій сфері як частини існуючого інституціонального середовища гальмує позитивні зрушення у виробничій і невиробничій сферах і посилює деформаційні тенденції у структурі еконо-

мічних відносин власності на землю а відповідно і її використання. Особливо напружена соціально-економічна ситуація склалася в сфері мультифункціонального сільськогосподарського землекористування (рис. станом на 2013 р.). Аналіз цих даних засвідчує, що сучасне інституціональне середовище не забезпечує здійснення необхідних трансакційних змін через систему угод не тільки в обігу земельних ділянок власників земельних часток (паїв) для оптимізації форм сільськогосподарського землекористування, а й для природокористувачів.

Тому інституціональні зміни відносин власників земельних часток (паїв) та юридичних осіб – сільськогосподарських підприємств і адміністрацій НПП є важливою науковою проблемою, що потребує поглибленого вивчення.

У досліджуваній інституціональній структурі цього виду предметом або підставою контрактів (договорів) у галузі земельних відносин можуть бути договори як обміну всіх типів (купівлі-продажу, оренди або іпотеки) так і на права користування чи управління. Організаційна структура управління контрактами у галузі земельних відносин визначає процеси вироблення й передачі інформації, а також методи, які допомагають зробити інформацію достовірною.

Отже, організаційна структура управління допомагає визначати специфічний, щодо конкретного виду діяльності, розподіл прав власності на землю та інші природні ресурси між всіма потенційними учасниками обміну прав на землю та інші природні ресурси й указує як ці права мо-

жуть бути використані або передані іншим особам.

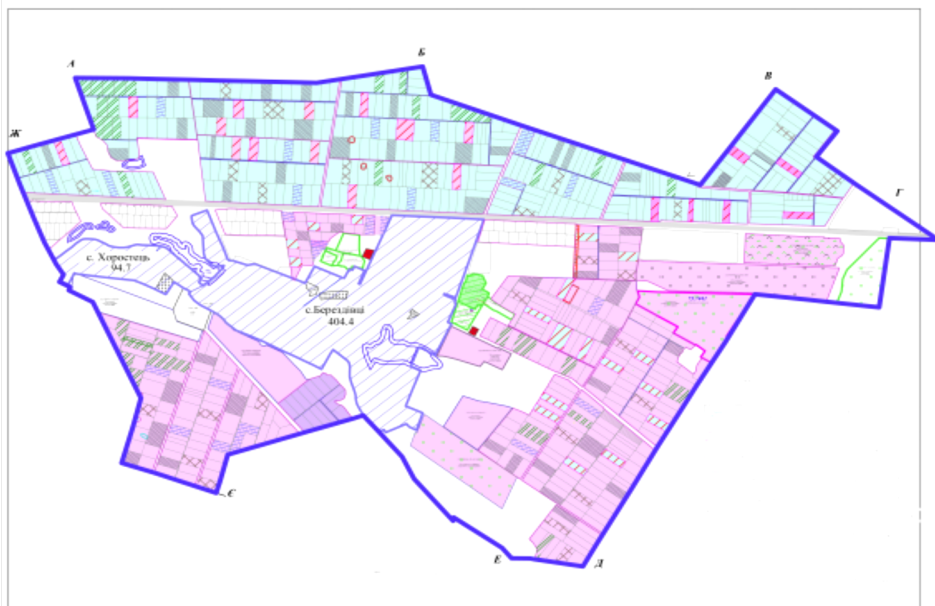
Для ринкової економіки характерна наявність мереж контрактів у сфері економічних відносин власності на землю та інші природні ресурси між індивідами (власниками земельних часток (паїв) й сільськогосподарськими підприємствами (коаліціями індивідів), природокористувачами, а також інституційними організаційними структурами. Вони можуть бути використані і для подолання труднощів, зумовлених відсутністю або обмеженістю ринкового обороту

Вони полегшують адаптацію до непередбачених подій, що відбуваються внаслідок змін через появу нових форм організаційних структур та в результаті політичних подій. Вони вносять вклад у раціональне формування очікувань [17] і допомагають особам, які приймають рішення, перебороти проблеми, що виникають із інформаційних асиметрій (подібно проблемі «лимонів»).

Успішні контракти в галузі земельних відносин та природокористування мають рамковий характер, властива їм система формальних і неформальних норм, а також механізмів забезпечення їх дотримання. Істотне значення має «досвідченість» учасників контракту й рівень розвитку їхньої організаційної культури. Про необхідність сприяння швидкій адаптації до змін у сфері економічних відносин власності на землю та інші природні ресурси між утвореними індивідами висловлюється Хайєк [18]. Але пропонує вирішення цієї проблеми лише в умовах ринкової трансакції. За новою інституціональною економічною теорією при пошуку рішень проблеми швидкої адапта-

ції до змін пропонується враховувати також ієрархічні транзакції які мають місце у галузі земельних відносин. У

багатьох випадках це рішення виявляється кращим.



Умовні позначення:

1	- землекористування ТОВ «Світанок»
2	- землекористування ТОВ «Нива»
3	- земельні ділянки громадян, які фактично не використовуються внаслідок са- мозаліснення
4	- земельні ділянки громадян, що передані в оренду ТОВ «Нива», але розміщені в межах землекористування ТОВ «Світанок»
5	- земельні ділянки громадян, що передані в оренду ТОВ «Світанок», але роз- міщені в межах землекористування ТОВ «Нива»
6	- земельні ділянки громадян, що використовуються ними самостійно
7	- земельні частки власників сертифікатів, де право власності на ділянки не пе- реоформлено
8	- земельні ділянки громадян на які не переоформлена спадщина, але викорис- товуються сільськогосподарськими підприємствами
8	- земельні ділянки громадян, які використовуються сільськогосподарськими пі- дприємствами без оформлення договору оренди землі

*Рис. Сучасний земельний устрій сільськогосподарського землекористування в межах те-
риторії сільської ради сформований в процесі земельної реформи прав не тільки на землі
сільськогосподарського призначення а й на екологічні послуги*

Висновки

1. Відповідно до положень нової інституціональної економічної теорії власники земельних часток (паїв) та юридичні особи (сільськогосподарські підприємства, адміністрації НПП) розуміються як учасники мережи контрактів (угод, договорів) у галузі земельних та екологічних відносин (економічних відносин власності на землю і інші природні ресурси) між індивідами (власниками земельних ділянок і держави як власника природних ресурсів, які не самостійно їх використовують), створеної з метою підвищення ефективності організації використання сільськогосподарських земель та інших природних ресурсів. Структура керування контрактними відносинами (конституція) визначає потік інформації й методів, за допомогою яких інформація стає достовірною (наприклад, обіцянки уряду або окремих політиків).

Література

1. Binmore K. 1994. *Game Theory and the Social Contract I: Playing Fair*. Cambridge, Mass.: MIT Press;
2. Bulmer-Thomas J.H., J.M. Netter and J.A. Overdahl. 1991. Prices are Property: The Organization of Financial Exchanges from a Transaction Cost Perspective. *Journal of Law and Economics* 34: 591-644;
3. Vanberg V.J. 1992. Organization as Constitutional Systems. *Constitutional Political Economy* 3: 223-53;
4. Alchian A.A. and H. Demsetz. 1972. Production, Information Costs, and Economic Organization. *American Economic Review* 72: 777-95;
5. Williamson O.E. 1985. *The Economic Institutions of Capitalism*. New York: Free Press;
6. Hume D. [1739-40] 1969. *A Treatise of Human Nature*. Edited by E.C. Mossner. London: Penguin
7. Keohane R.O. 1984. *After Hegemony: Cooperation and Discord in the World Political Economy*. Princeton: Princeton University Press;
8. Regulation and Administered Contracts. *Bell Journal of Economics* 7: 426-52;
9. Coase R. H. 1937. The Nature of the Firm. *Economica* 4: 386-405;
10. Milgrom P. and J. Roberts. 1990a. Bargaining Costs, Influence Costs, and the Organization of Economic Activity. In: J. Alt and K. Shepsle, eds., *Perspectives on Positive Political Economy*, 57-89. Cambridge: Cambridge University Press;

2. Розвиток земельних та екологічних відносин між власниками земельних часток (паїв), сільськогосподарськими підприємствами землекористування яких розміщено на території НПП та адміністраціями парків є контрактні відносини, що мають рамковий характер, так само як і властива їм система формальних і неформальних норм, а також механізмів забезпечення їх дотримання. Настільки ж значимі «досвідченість» учасників контракту й рівень розвитку їх організаційної культури. Належним чином структуровані контрактні відносини між власниками земельних часток (паїв), сільськогосподарськими підприємствами та природокористувачами щодо прав не тільки на землі сільськогосподарського призначення, а й на екологічні послуги можуть забезпечити швидку їх адаптацію до ринкових змін.

11. Homans G.C. 1958. Social Behavior as Exchange. *American Journal of Sociology* 62: 606-27;
12. Blau P. 1964. *Exchange and Power in Social Life*. New York: John Wiley;
13. Starr J. and I.C. MacMillan. 1990. Resource Cooptation via Social Contracting: Resource Acquisition Strategies for New Ventures. *Strategic Management Journal* 11: 79-92;
14. Schlicht E. 1984. Cognitive Dissonance in Economics. In: H. Todt, ed., *Normengeleitetes Verhalten in den Sozialwissenschaften*, 61-82. Berlin: Duncker und Humblot;
15. Coleman J.S. 1990. *Foundation of Social Theory*. Cambridge: Belknap Press of Harvard University Press;
16. Kreps D.M. 1990a. Corporate Culture and Economics Theory. In: J.E. Alt and K.A. Shepsle, eds., *Perspectives on Positive Political Economy*, 90-143. Cambridge: Cambridge University Press;
17. Simon H.A. 1991. Organization and Markers. *Journal of Economic Perspectives* 5, no.2: 25-44;
18. Hayek F.A. 1945. The Use of Knowledge in Society. *American Economic Review* 35: 519-30.

ДОСЛІДЖЕННЯ СУЧАСНОГО СТАНУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОД ГІДРОГРАФІЧНОЇ МЕРЕЖІ ЖИТОМИРСЬКОГО РАЙОНУ

Коцюба І.Г., Коробійчук А.О., Радченко Л.М.
Житомирський державний технологічний університет
вул. Черняхівського, 103, 10005, м. Житомир
E-mail: kotsuba28@yandex.ua

Розглянуто стан водопостачання сільського населення Житомирського району. Установлено, що на території Житомирської області до ксенобіотиків, які характеризуються масовим розповсюдженням у воді децентралізованих джерел водопостачання, належать нітрати. *Ключові слова:* водопостачання, гідрографічна мережа, джерела водопостачання, нітрати.

Исследования современного состояния загрязнения вод гидрографической сети Житомирского района. Коцюба И.Г., Радченко Л.Н., Коробийчук А. А. Рассмотрено состояние водоснабжения сельского населения Житомирского района. Установлено, что на территории Житомирской области в ксенобиотиков, которые характеризуются массовым распространением в воде децентрализованных источников водоснабжения, относятся нитраты. *Ключевые слова:* водоснабжение, гидрографическая сеть, источники водоснабжения, нитраты.

Study of modern state water pollution hydrographic network Zhytomyr region. Kotsiuba I.G., Radchenko I.M., Korobiychuk A. A. The state of rural water supply Zhytomyr region. It was established that the Zhytomyr region to xenobiotics, which are characterized by massive proliferation of decentralized water supply sources include nitrates. *Keywords:* water supply, hydrographic network, power supply, nitrates.

Вступ

Аналіз сучасного стану водопостачання сільського населення свідчить, що впродовж останніх років спостерігається значне забруднення нітратами ґрунтових вод, що є головним ресурсом живлення колодязів – найбільш розповсюджених джерел питного водопостачання мешканців сільської місцевості. Водопостачання міст як особливо важлива структура життєзабезпечення стратегічного призначення є визначальною складовою охорони здоров'я людини, національної безпеки і соціально-

економічного розвитку держави. Водночас у багатьох регіонах України не додержується нормативна якість питної води через відсутність економічно прийнятних очисних технологій.

Вживання води з наднормативним вмістом нітратів призводить до ризику виникнення різноманітних захворювань, серед яких особливо небезпечними є водно-нітратна метгемоглобінемія у дітей першого року життя, летальні випадки якої в усьому світі фіксуються досить часто. На водно-нітратну метгемоглобінемію хворіють зазвичай немовлята, яких

вигодовують сумішами, виготовленими на воді з високою концентрацією нітратів (понад 50 мг/л) та нітритів. небезпека нітратів, які надходять до організму аліментарним шляхом, зумовлена їх відновленням до нітритів. Початкова частина нітратів дуже швидко перетворюється в нітрити. Встановлено, що нітрити можуть утворювати з аліфатичними амінами нітрозаміни, яким властива канцерогенна дія. Останні характеризуються широким спектром токсичної дії і можуть викликати пухлини різної локалізації. Тому ВООЗ рекомендує обмежити вплив нітратів на населення до мінімального рівня.

Отже, можна констатувати наростаюче антропогенне навантаження на водні ресурси, що спричиняє не тільки зростання загрози для водних екосистем, але й для господарсько-питного водопостачання. Тому необхідне розроблення вибору систем водопостачання з урахуванням екологічного ризику. Роботи з вивчення екологічної безпеки систем водопостачання виконувалися під керівництвом професорів А.В. Яцика, Б.М. Долгоносова, В.І. Кичигіна [1-4] та ін. Автори відзначають, що сучасні технології очищення води необхідно орієнтувати на оцінку ризику. Проте, на сьогодні задача комплексної оцінки екологічної безпеки систем питного водопостачання ще не повністю вирішена.

Отже, екологічна проблема безпеки водопостачання нагально потребують більш глибокого опрацювання: теоретико-методологічні засади, наукові основи управління на основі всебічного вивчення процесів та умов формування небезпеки. Вона вимагає подальшого удосконалення

термінології, визначення загальних принципів, застосовування новітніх інформаційно-моделюючих технологій і технічних засобів.

Дослідження проводили в басейнах річок Тетерів, Гуйва, Гнилоп'ять, які протікають на території Житомирського району.

За класифікацією в структурі гідрографічної сітки річка Тетерів належить до середніх річок I категорії водокористування і є джерелом питного водопостачання м. Житомира та низки навколишніх сіл. Річки Гуйва та Гнилоп'ять – малі річки II категорії водокористування [2, 4].

Рельєф досліджуваної території в основному рівнинний, підземні води беруть незначну участь у формуванні річкового стоку. Основу його становлять атмосферні опади. Річка Тетерів бере початок у Житомирській області на відрогах Волино-Подільської височини і являється правою притокою системи Дніпра. Річки Гуйва та Гнилоп'ять є правими притоками річки Тетерів, витікають з Подільської височини і беруть початок у Вінницькій області. Ці водойми залучають незначні транзитні ресурси. Водність досліджуваних річок досить нерівномірна по сезонах року. До 70 % стоку припадає на весняну повінь і лише до 30 % - на решту року. В літню межень ці річки можуть частково пересихати. Дослідження показали, що динаміка якісного складу вод цих річок має свої особливості. Це пов'язано, в першу чергу, з умовами формування їх стоку. Наведені показники змінюються впродовж дев'яти років у всіх досліджуваних річках (табл. 1). Дуже висока варіабельність характерна для показників нітрогенної групи ($C_v = 43,5-93,6\%$).

Таблиця 1. Статистично-варіаційні показники органічного забруднення води поверхневих водойм, у середньому за період 2011-2013 рр.

Водойма	рН		РК, мгО ₂ /дм ³		БСК-5, мгО ₂ /дм ³		ХСК, мгО ₂ /дм ³		Нітрати, мг/дм ³		Нітриди, мг/дм ³		Аміак, мг/дм ³	
	Середнє значення	Коефіцієнт варіації	Середнє значення	Коефіцієнт варіації	Середнє значення	Коефіцієнт варіації	Середнє значення	Коефіцієнт варіації	Середнє значення	Коефіцієнт варіації	Середнє значення	Коефіцієнт варіації	Середнє значення	Коефіцієнт варіації
р.Тетерів	7,40	4,54	9,73	21,76	9,68	16,36	24,17	7,45	48,11	0,03	83,62	0,31	81,74	
р.Гуйва	7,43	5,24	9,95	14,87	9,28	16,40	21,87	23,93	8,97	55,76	0,02	83,58	0,32	63,81
р.Гнилоп'ять	7,43	5,29	9,24	13,97	10,99	20,17	26,91	23,11	12,54	43,55	0,03	75,31	0,54	56,13

Коефіцієнт варіації нітритів становив: для р. Тетерів - 93,6 %, р. Гуйва - 83,6 % та 75,3% - для р. Гнилоп'ять. Коефіцієнт варіації нітрогену аміаку в досліджуваних водах коливався від 81,7 % у р. Тетерів до 56,1 % у р. Гнилоп'ять. Висока мінливість характерна для концентрацій нітратів і становила 55,8 % для р. Гуйва, 43,5 % для р. Гнилоп'ять та 48,1 % для р. Тетерів. Для показників біологічного споживання кисню (БСК), хімічного споживання кисню

(ХСК), розчиненого кисню (РК) та активної реакції (рН) середні значення є типовими, а стан контамінації водойм однорідним.

Найбільш однорідним показником для досліджуваних річок є рН, який характеризується стабільністю і визначається гідрогеологічними та гідрохімічними умовами формування якості води і коливався в межах 6,7-7,9. Усі досліджувані водойми за даним показником належать до водойм І класу (рис. 1).

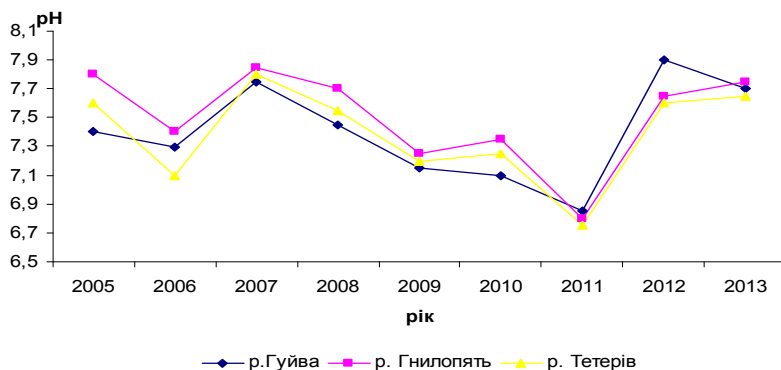


Рис. 1. Динаміка зміни рН у воді поверхневих водойм Житомирського району

Визначення розчиненого кисню у воді має велике значення для харак-

теристики санітарного режиму відкритих водойм. У річках з чистою во-

дою насичення киснем перевищує 50 %. Процеси самоочищення водойм не порушуються в тому випадку, коли вміст розчиненого кисню не зменшується нижче 4 мг/л. Зменшення кількості розчиненого кисню у воді водойм до 1,5-2мг/л призводить до загибелі риби, досягаючи критичного

стану при його концентрації біля 1 мг/л [1, 2]. За цими показником усі досліджувані водойми відповідали встановленим нормативам. Максимальний вміст розчиненого кисню становив 12,8 мг $O_2/дм^3$ у р. Тетерів, мінімальний – 8,3 мг/ $дм^3$ у р. Гнилоп'ять (рис. 2).

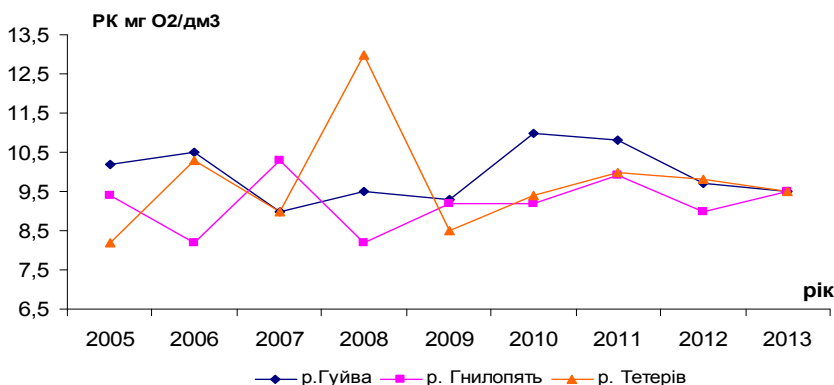


Рис. 2. Динаміка розчиненого кисню у воді поверхневих водойм Житомирського району

Хімічне споживання кисню (ХСК) упродовж 2005-2013 рр. змінювалось для р.Тетерів від 18,8 до 29,5 мг $O_2/дм^3$, для р. Гуйва – від 16,0 до 26,5 мг $O_2/дм^3$, для р. Гнилоп'ять - від 18,6 до 32 мг $O_2/дм^3$ (рис. 3.4). Згідно СанПіН № 34630-88 ХСК не повинне перевищувати 30 мг $O_2/дм^3$ для

р. Гуйва, Гнилоп'ять, та 15 мг $O_2/дм^3$ – для р. Тетерів. При цьому, чисті поверхневі води мають ХСК в межах 10-15 мг $O_2/дм^3$. Отже, за даним показником спостерігали його перевищення у воді р. Тетерів та Гнилоп'ять, відповідно у 1,2-2,0 та 1,1 раза.

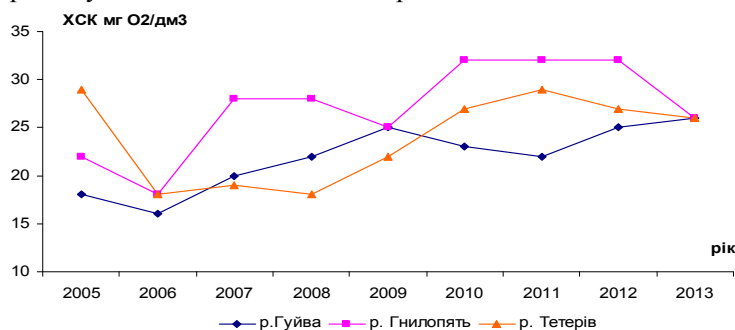


Рис. 3. Динаміка хімічного споживання кисню у воді поверхневих водойм Житомирського району

У воді чистих водойм БСК-5 менше 2 мг $O_2/дм^3$, у воді умовно чис-

тих водойм БСК-5 становить 2-4 мг $O_2/дм^3$, у воді забруднених водойм

БСК-5 більше $4 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$. За наведеною характеристикою усі досліджу-

вані водойми належали до забруднених і дуже забруднених (рис. 4).

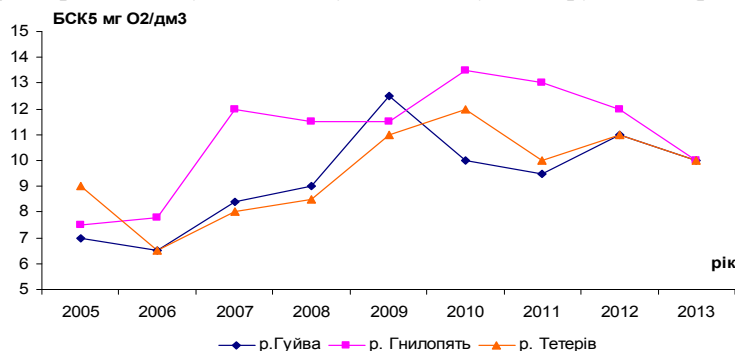


Рис. 4. Динаміка біологічного споживання кисню у воді поверхневих водойм Житомирського району

За показником БСК-5 з усіх досліджуваних водойм найбільш забрудненою є р.Гнилоп'ять, середнє значення БСК-5 за 9 років становило $11 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$, найменш забрудненою - р. Гуйва, середнє значення становило $9,3 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$, що перевищує нормативне значення ($4 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$) в 1,8 та 1,5 рази відповідно. Впродовж 9 років середнє значення БСК-5 для р. Тетерів становило $9,7 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$, що в 3,2 рази перевищує допустимий норматив.

Одержані дані свідчать, що в сучасних умовах домінує забруднення органічного походження. Це пов'язано із забрудненням поверхневих водойм неочищеними або недостатньо очищеними зворотними водами господарсько-побутової каналізації та підземним стоком забруднених ґрунтових вод. Останні можуть забруднюватися внаслідок контамінації біогенних елементів добрив та стічних вод, що відводяться у вигрібні ями.

За даними дев'ятирічних спостережень у р. Гуйва максимальний середній вміст нітратів спостерігався у 2007 р. і становив $22,4 \text{ мг}/\text{дм}^3$, що перевищує аналогічний показник попе-

реднього року в 20,4 рази (від 1,1 до $22,4 \text{ мг}/\text{дм}^3$). Така ж тенденція спостерігалась у р. Тетерів, де середній вміст нітратів зріс у 2007 р. від 1,3 до $16,5 \text{ мг}/\text{дм}^3$ або у 13 разів. Максимальний середній вміст нітратів у р. Гнилоп'ять спостерігався у 2007-2008 рр. і становив $21,8$ - $27,3 \text{ мг}/\text{дм}^3$ відповідно. Така ситуація, на нашу думку, зумовлена динамікою погодних умов. Мінімальна кількість опадів за аналогічний період спостерігалась у 2011 році і становила $555,6 \text{ мм}$ на рік, що на $16,4 \text{ мм}$ менше у порівнянні з попереднім роком та на $77,9 \text{ мм}$ – з показником багаторічних спостережень. Мінімальна кількість опадів у поєднанні з мінімальною середньорічною температурою, що визначалась також у 2011 році і становила $7,5^\circ\text{C}$, що на $0,72^\circ\text{C}$ менше багаторічної норми, зумовили порушення санітарного стану водойм при стабільному нітрогенному навантаженні. Як наслідок, спостерігалися значні флуктуації вмісту нітратів у всіх досліджених річках. Упродовж наступних років спостерігалась тенденція поступового зниження вмісту нітратів у

всіх досліджуваних водоймах і в 2013 р. цей показник не перевищував 5,5 мг/дм³ (рис. 5).

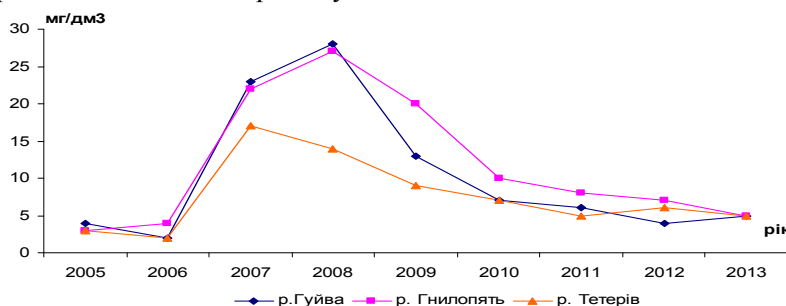


Рис. 5. Динаміка вмісту нітратів у воді поверхневих водойм Житомирського району

Зазначимо, що природні чисті води, зазвичай, містять 0,1 мг/дм³ або 1-10 мг/дм³ нітрогену нітратів. Останні у незначних концентраціях обов'язково присутні у природних водах як продукти мінералізації органічних речовин. Аналіз динаміки вмісту нітритів у воді досліджуваних водойм свідчить про циклічні коли-

вання останніх упродовж 9 років. Максимальний вміст нітритів спостерігався у 2006р. у р. Тетерів і становив 0,07 мг/дм³. Мінімальний показник відмічався також у р. Тетерів і становив 0,003 мг/дм³. Упродовж досліджуваного періоду вміст нітритів у воді водойм не перевищував допустимого значення – 3,3 мг/дм³ (рис. 6).

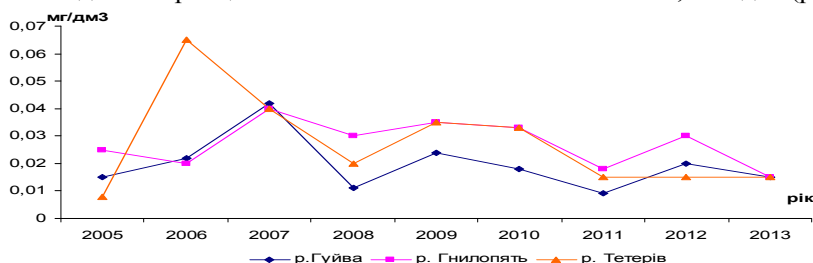


Рис. 6. Динаміка вмісту нітритів у воді поверхневих водойм Житомирського району

Упродовж досліджуваного періоду перевищень гранично-допустимих концентрацій аміаку у воді досліджуваних водойм не виявлено. Найбільший вміст нітрогену аміачного визначався у р. Гнилоп'ять і становив у середньому 0,5 мг/дм³, найменший – 0,3 мг/дм³ у р. Тетерів. Максимальний вміст аміаку виявлено також у р. Гнилоп'ять і становив 0,8 мг/дм³ при ГДК 2,0 мг/дм³, що свід-

чить про органічне навантаження на екосистему басейну річки (рис. 7).

Загалом, концентрації аміаку у воді досліджуваних водойм знаходяться в межах чистих природних вод і не перевищують допустимих показників. Слід зазначити, що вміст аміаку у природних водах завжди наявний у незначних концентраціях як обов'язковий компонент. Вміст аміаку не визначається лише у тридистилаті [4].

Аналіз проведених досліджень засвідчив, що між кількістю скидів господарсько-побутових зворотних вод у поверхневі водойми та динамікою санітарно-хімічних показників якості води водойм I та II категорій водоко-

ристування існує зворотній зв'язок дуже високої щільності ($r = -0,96...-0,98$), а щодо бактеріологічних показників – високої щільності ($r = -0,82...-0,83$).

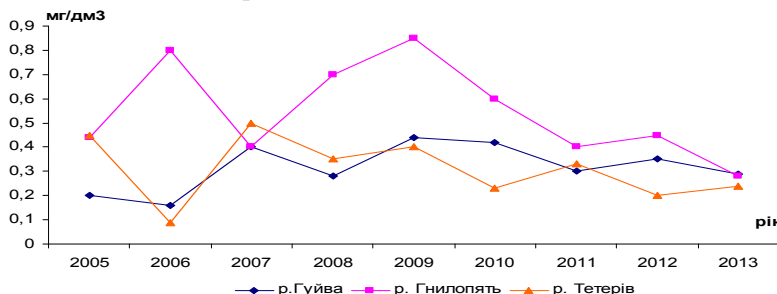


Рис. 7. Динаміка вмісту аміаку у воді поверхневих водойм Житомирського району

Основними причинами невідповідності сільських водопроводів санітарним нормам є відсутність і неефективність очисних споруд та знезаражувальних установок, зношеність водогінної мережі, відсутність зон санітарної охорони в місцях водозаборів, що є додатковими чинниками забруднення питної води. Установлено, що на території Житомирської області до ксенобіотиків, які характеризуються масовим розповсюдженням у воді децентралізованих джерел водопостачання, належать нітрати.

Встановлено, що процеси забруднення ґрунтових вод, а водночас і ґрунтів сільських селітебних терито-

рій характеризуються ареалом забруднення та його масштабністю:

- масове забруднення внаслідок інтенсивного ведення сільського господарства, тривалого широкомасштабного застосування мінеральних добрив та пестицидів, неконтрольованого розповсюдження органічних відходів;

- локальне забруднення внаслідок імпаکتного надходження екзогенних речовин в об'єкти навколишнього середовища, порушення експлуатації інженерних комунікацій, відсутності планування та проектування меж житлової забудови.

Література

1. Квашук Л.П. Аналіз стану та використання водних ресурсів України / Квашук Л.П., Пічкур М.Г. // Вода і водоочисні технології. – 2002. – №2-3. – С.6-9.
2. Насонкина Н.Г. Повышение экологической безопасности систем питьевого водоснабжения. / Насонкина Н.Г. – Макеевка: ДонНАСА, 2005. – 181 с.
3. Долгоносков Б.М. Информационно-моделирующая система управления технологическими режимами на водопроводной станции / Долгоносков Б.М., Дятлов Д.В., Сураева Н.О. и др. // Водоснабжение и санитарная техника. – 2003. – № 6. – С.5-9.
4. Кичигин В.И. Комплексная оценка качества природных вод / Кичигин В.И., Палагин Е.Д. // Водоснабжение и санитарная техника. – 2005. – № 7. – С.11-15

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГО- ЗБАЛАНСОВАНОГО РОЗВИТКУ

УДК 502.4 (477)

ДОСВІД БОЛГАРІЇ У ВПРОВАДЖЕННІ ПРОГРАМИ НАТУРА 2000

Гудкова Н.В.

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

Проведено аналіз основних проблем та можливостей держав, нових членів Європейського Союзу (ЄС) при адаптації Програми Natura 2000. Досліджено новий інтегрований підхід до управління природоохоронними територіями на прикладі Болгарії, прийнятої до Європейського Союзу у січні 2007 року. На базі одержаних даних розроблено рекомендації для нових держав-членів ЄС щодо розв'язання основних проблем адаптації та управління Програмою Natura 2000. *Ключові слова:* екомережа, Natura 2000, сталий розвиток, Директиви ЄС, збереження біорізноманіття, природоохоронні території, управління, екосистемні послуги, залучення громадськості.

Опыт Болгарии по реализации Программы Natura 2000. Гудкова Н.В. Представлен научный анализ основных проблем и возможностей государств, новых членов Европейского Союза (ЕС) в процессе реализации Программы Natura 2000. Исследовано новый интегрированный подход для управления природоохранными территориями, на примере Болгарии, присоединившейся к ЕС в январе 2007 года. На базе полученных данных разработаны рекомендации для новых государств-членов ЕС с целью оптимального решения основных проблем адаптации и управления Программой Natura 2000. *Ключевые слова:* экосеть, Natura 2000, устойчивое развитие, Директивы ЕС, сохранение биоразнообразия, природоохранные территории, управления, экосистемные услуги, привлечение общественности.

Bulgaria's experience in the implementation of Natura 2000. Gudkova N. The research provides a thorough review of the challenges and opportunities facing a new EU Member State in adopting a new integrated NATURA 2000 approach to the nature conservation and management. The recommendations based on Bulgarian experience were developed for competent authority and other different groups of stakeholders to avoid main problems of Natura 2000 implementation and management. *Keywords:* ecological network, Natura 2000, sustainable development, the EU Directive, the conservation of biodiversity, conservation, management, ecosystem services, public involvement.

Вступ

На сьогодні інтеграція України є пріоритетним напрямом української зо-

внішньої політики. У Законі України «Про Загальнодержавну Програму адаптації законодавства України до законодавства Європейського Союзу» 964-

IV від 19 червня 2003 р. уряд України проголосив про свій намір узгодити методологію у сфері охорони природи з методологією, яка використовується в країнах Європейського Союзу (ЄС) [1]. Європейським тематичним центром з біологічного різноманіття Натура 2000 було визначено Європейську мережу екологічно-важливих природоохоронних територій (ПТ), сформована на засадах Міжнародної стратегії сталого розвитку, проголошеної декларацією міжнародної конференції ООН з навколишнього середовища й розвитку в Ріо-де-Жанейро в 1992 році [2]. Мета створення мережі – гарантування довготривалого збереження найбільш цінних та зникаючих європейських видів та природного середовища їх існування [3]. На початку 2014 р. екологічна мережа Натура 2000 об'єднувала понад 27 тис. територій, що належать 28 державам-членам ЄС. Серед них – території, що мають важливе значення для Співтовариства (Європейського Союзу) (Sites of Community Importance, SCI), відповідно до Директиви Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування дикої флори і фауни; спеціальні природоохоронні території (Special Protection Areas, SPA), що визначаються Директивою 79/409/ЄЕС про збереження диких птахів (пізніше цю Директиву замінено Директивою 2009/147/ЄС про охорону диких птахів) [4].

Розділ 1. Екологічна мережа Натура 2000 – новий підхід до збереження біорізноманіття в державах – членах ЄС

Створення загальноєвропейської екологічної мережі Натура 2000 як гаранта успіху збереження біорізноманіття в країнах ЄС передбачає безумовне

паралельне виконання вимог інших законодавчих актів ЄС. Негативний досвід молодих держав – членів ЄС (наприклад, Польщі, Болгарії, Хорватії та інших) свідчить про те, що діяльність з реалізації Програми Натура 2000 зводиться нанівець без впровадження повного комплексу Директив ЄС: Директиви 85/337/ЄЕС про оцінку впливу окремих державних і приватних проєктів на навколишнє природне середовище зі змінами та доповненнями, внесеними Директивами 97/11/ЄС, 2003/35/ЄС та 2009/31/ЄС; Директиви 2001/42/ЄС про оцінку впливу окремих планів та програм на навколишнє середовище, Директиви 2003/4/ЄС про доступ громадськості до екологічної інформації і, особливо, Директиви 2003/35/ЄС про забезпечення участі громадськості у підготовці окремих планів та програм, що стосуються навколишнього середовища, та внесенні змін і доповнень до Директив 85/337/ЄЕС та 96/61/ЄС щодо участі громадськості та доступу до правосуддя. З огляду на це, досвід євроінтеграції країн, що у минулому входили до комуністичного блоку, є найціннішим для України [5, 6].

Метою даного наукового дослідження було проведення аналізу основних проблем, і виникають у нових держав – членів ЄС під час впровадження Програми Натура 2000. За основу взято досвід Болгарії, яку проголошено членом ЄС 1 січня 2007 року. На сьогодні Болгарія є однією з найбагатших за біорізноманіттям країн Західної Європи. Відповідно до Європейських Директив об'єктами її захисту є 80 природних середовищ існування (або оселищ) та найбільш важливі середовища існування понад 100 видів рослин та 226 видів тварин [7].

Водночас, згідно рейтингу за індексом корупції, підготовленому організацією «Трансперенсі інтернешнл» за 2009 рік, Болгарію вважають найбільш корумпованою європейською країною [8]. Результати досліджень, проведених Болгарським фондом зі збереження біорізноманіття (BBF), показали, що за перехідний періоду (2002-2007 рр.) держава втратила більше біорізноманіття та природних ландшафтів, ніж за попередні 20 років [9].

Болгарія має давні традиції щодо створення та управління природоохоронними територіями (ПТ), адже ще у радянські часи в їх основу було покладено принцип суворої охорони. Більшість ПТ мали статус заповідників – територій з найвищим правовим захистом, де була заборонена будь-яка діяльність. Зовсім інший підхід до управління ПТ впроваджує загальноєвропейська мережа Натура 2000, який об'єднує охорону навколишнього середовища з інтересами місцевих жителів. Він базується на принципах збереження природи та сталого використання, оскільки людина та дика природа мають існувати гармонічно. На жаль, основні зацікавлені сторони як у Болгарії, так і в інших багатьох пострадянських державах, сприймають Програму Натура 2000 більше як «перешкоду, ніж допомогу в економічному розвитку», як зайвий додатковий інструмент для збереження навколишнього середовища. Це несприйняття зумовлене історичними, соціальними та економічними коріннями [6]. Саме тому, виявлення основних проблем та переваг імплементації Програми Натура 2000 як основного інструмента охорони та управління ПТ у Болгарії вимагає

глибокого аналізу та широкого обговорення основних законодавчих, соціально-економічних та управлінських проблем.

З цією метою проведено науковий аналіз публікацій та інтернет ресурсів Міністерства навколишнього середовища і водних ресурсів Болгарії, Європейської Комісії, Natura 2000 та провідних болгарських екологічних НУО (зокрема Всесвітнього фонду дикої природи –WWF, Болгарського фонду зі збереження біорізноманіття –BBF, BirdLife International тощо). Проаналізовано відповідне національне та європейське законодавство, що стосується імплементації та управління Програмою Натура 2000. Особливу увагу приділено Закону Болгарії про біологічне різноманіття (BDA, 2002) та Директивам ЄС (особливо Директиві Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни та Директиві 79/409/ЄЕС про збереження диких птахів). Зроблено глибокий аналіз публікацій болгарських ЗМІ, проведено опитування експертів з Натури 2000 з різних інституцій (Міністерства навколишнього середовища та водних ресурсів Болгарії, Інституту дослідження біорізноманіття та природних екосистем Болгарської Академії Наук, Асоціації Парків Болгарії, WWF Болгарії тощо) [5].

Основними завданнями дослідження було встановлення основних етапів впровадження Програми Натура 2000 в Болгарії; виявлення важливих проблем і надання рекомендацій щодо найбільш ефективних напрямів їх розв'язання.

Розділ 2. Основні етапи впровадження Програми Натура 2000 в Болгарії

Впровадження Програми Натура 2000 було обов'язковою умовою для Болгарії як нового члена ЄС та здійснювалось за принципом «зверху вниз», який, на жаль, не завжди враховує попередній історичний досвід та традиційні підходи до охорони та управління ПТ в окремо взятій країні. Тому шлях Болгарії до створення мережі Натура 2000 виявився дуже складним.

Першим етапом впровадження мережі Натура 2000 в Болгарії стала стадія розробка нормативно-правової бази. Він розпочався з включення Директиви Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни та Директиви 79/409/ЄЕС про збереження диких птахів до Закону про біологічне різноманіття Болгарії. Перша версія Закону прийнята державою у 2002 р. (фінальна версія з поправками – лише 26 липня 2013 р.) [10]. Координацію та управління процесом виконання Болгарією прийнятих на себе зобов'язань щодо уніфікації державного законодавства відповідно до вказаних Директив здійснювало Міністерства навколишнього середовища та водних ресурсів Болгарії. Болгарські експерти підкреслили «недостатній рівень обговорення та осмислення постанови та закону ЄС» [11]. Як результат, у липні 2007 року Європейська Комісія розпочала проти Болгарії процедури порушення у зв'язку з невідповідністю та некоректністю включення вказаних Європейських Директив до національного законодавства. В офіційному листі

було зазначено, що Болгарія взяла на себе зобов'язання повністю включити Директиви до 1 січня 2007 року, та підкреслено той факт, що національне законодавство некоректно відобразило європейське законодавство щодо визначення територій, місць існування та видів біорізноманіття. Водночас, Європейською Комісією було виявлено відсутність забезпечення можливості використання процедури адекватної оцінки потенційного впливу і впровадження компенсаційних заходів під час реалізації проектів на територіях, включених до мережі Натура 2000 [12]. У 2009 році Комісія відкрила ще одну процедуру порушення проти Болгарії у зв'язку з некоректним включенням ст. 6 (3) Директиви Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни через відсутність Оцінки впливу на навколишнє середовище під час реалізації ряду державних і приватних проектів на територіях мережі Натура 2000 [13]. Болгарські експерти пояснили, що процес оцінки не був представлений достатньо ясно через відсутність фахівців і практичного досвіду у цій галузі [14].

Отже, етап формування законодавчої бази для реалізації Програми Натура 2000 у Болгарії виявився досить складним і повільним через відсутність практичного досвіду та фахівців у цій галузі. Доказом недосконалої уніфікації державного законодавства Болгарії відповідно до вказаних Європейських Директив є процедури порушень, що застосовуються Європейською Комісією як інструмент тиску на неї. Невідповідність національного законодавства вимогам Європейських Директив спричи-

няє додаткові труднощі та створює несприятливі умови для другого етапу реалізації Програми Натура 2000 – процедури визнання територій мережі Натура 2000.

Список потенційних територій, які мають бути включені до загальноєвропейської екологічної мережі Натура-2000, був представлений Болгарією до Європейської Комісії, поперше, невчасно, і, по-друге, замість запланованих 34% площі країни запропоновано лише 18,2%. Покриття мережі Натура 2000 було оцінено Європейською Комісією як недостатнє і проти Болгарії було розпочато процедуру порушення. Ці проблеми створювали чисельні конфлікти, які виникли в цей час у Болгарії на національному та місцевому рівнях. Особливо гостро проти створення мережі Натура 2000 протестували землевласники, оскільки сприйняли процедуру визнання територій мережі Натура 2000 як порушення свого законного права та ототожнювали створення екологічної мережі з націоналізацією приватних земель, яку Радянська влада здійснювала безкоштовно або за дуже низькими цінами [15]. На сьогодні мережа Натура 2000 охоплює 36,9% території країни [16]. За результатами оцінки повноти покриття наземної частини мережі SCI Європейською Комісією виявлено, що завершеність наземної частини мережі Натура 2000 у Болгарії становить близько 98%. Крім того, у Законі про біологічне різноманіття Болгарії території, що мають важливе значення для Співтовариства (SCI), та спеціальні природоохоронні території (SPA) були оголошені природоохоронними територіями (ПТ).

Основними проблемами другого етапу впровадження Програми Натура 2000 у Болгарії є визнання територій екологічної мережі Натура 2000, зокрема, недостатнє покриття мережі, невизначеність поняття «сприятливий природоохоронний статус» для ПТ та режиму їхньої охорони, відсутність інформування та залучення громадськості. Ці проблеми дають підстави для відкриття Європейською Комісією процедури порушення проти Болгарії, провокування конфліктів із зацікавленими сторонами і неможливості забезпечити належний захист видів, природних середовищ існування та регіонів.

Подальший прогрес розв'язання проблеми загальноєвропейської мережі має бути пов'язаний з третім етапом впровадження Програми Натура 2000 – плануванням управління ПТ, який тільки розпочався у Болгарії. За офіційними даними, покриття мережі Натура 2000 ПТ, взагалі не мають індивідуальних планів управління [16]. Отже, планування управління є досить комплексною проблемою, яка потребує негайного вирішення. Стефан Аврамов, директором Фонду зі збереження біорізноманіття у Болгарії, повідомив, що відповідне законодавство для управління мережею Натура 2000 вже розроблено, але через відсутність відповідальних органів управління та політичної волі підготовка планів управління не завершена остаточно. Крім того, забезпечення належного фінансування цього етапу виявило значні бюрократичні труднощі [17].

Розділ 3. Основні проблеми впровадження Програми Натура 2000 в Болгарії

Загалом за період з 2007 до січня 2010 року Європейською Комісією проти Болгарії було розпочато 15 процедур порушення у сфері охорони навколишнього природного середовища [18]. Сім з них були пов'язані з нездатністю забезпечити належний захист ПТ мережі Натура 2000. Більшість процедур порушення було розпочато через некоректне застосування Директив ЄС. Кожна процедура була ініційована скаргами, підготовленими болгарськими екологічними організаціями. Наприклад, Болгарське товариство захисту рідкісних видів птахів (BSPB) направило до Європейської Комісії добре документовану петицію, по 16 випадках «вандалізму» на територіях Натура 2000 [19]. Більшість скарг підготовлено екологічними НУО через ігнорування процедур Оцінки впливу на навколишнє середовище та Стратегічної оцінки навколишнього середовища при впровадженні ряду державних і приватних проектів на ПТ мережі Натура 2000, що є порушенням ст. 6.2 Директиви Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни [20]. Проведення процедури Оцінки впливу на навколишнє середовище було проігнороване під час будівництва готелів, лижних трас, курортних споруд, доріг тощо. Іншою серйозною проблемою, яку оскаржували НУО, була якість вже проведених вищевказаних оцінок. Кумулятивний вплив ряду малих проектів ігнорувалася і дозволи на будівництво видавалися без будь-якої Оцінки впливу на

навколишнє природне середовище [14, 18, 20, 21].

У 2013 р. Європейська Комісія розпочала процедуру притягнення уряду Болгарії до суду через нездатність захистити унікальні природні місця існування і важливі види рослин у районі Каліакра, де побудовано тисячі вітряних турбін та втілено більше 500 різних проектів без будь-якої адекватної оцінки їхнього впливу на навколишнє середовище [22]. На цей час, Європейською Комісією вже було розпочато проти Болгарії 2 процедури порушення, пов'язані з районом Каліакра. Перша процедура порушення була відкрита через недостатнє визнання 6 ПТ (однією з яких був район Каліакра) в межах Директиви 79/409/ЄЕС про збереження диких птахів (червень 2008) [23]. Друга процедура порушення була відкрита через відсутність оцінки можливого впливу вітрових турбін та інших проектів на ПТ району Каліакра [22]. Ці приклади свідчать про недоліки болгарської судової системи та перевагу інтересів сильних інвесторів, зневагу уряду до вимог щодо впровадження Програми Натура 2000 та ігнорування громадськості. У Болгарії природоохоронні органи відсторонили громадськість від впровадження Програми Натура 2000 (особливо на першому-другому етапах), а також приховували від НУО інформацію про результати Оцінки впливу на навколишнє середовище для найбільш проблемних проектів з метою недопущення звернення громадян до апеляційного суду [19-21, 24]. Отже, уряд Болгарії порушив виконання Директиви Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування

ня та дикої флори і фауни та Організації Конвенції [24].

Державна політика щодо впровадження Програми Натура 2000 не мала підтримки громадськості, а деякі експерти посилювались на дуже активне громадське протистояння [25]. Крім того, в результаті аналізу недоліків в управлінні і впровадженні Програми Натура 2000 в країнах ЄС, включаючи Болгарію, було віднесено як відсутність фахівців з управління мережею Натура 2000 та спеціальних освітніх програм для підготовки кадрів [24]. Низька активність адміністрації також була зумовлена обмеженим обміном знаннями між різними представниками влади, відповідальними за управління мережею Натура 2000.

Розділ 4. Переваги впровадження Програми Натура 2000

До перших компенсаційних заходів, які здійснено в Болгарії, можна віднести цільові платежі Натура 2000 (213) та «платежі за підтримку агро-середовища» (214), які сплачують фермери (та інші землекористувачі – у разі агро-екологічних платежів). Виплату компенсаційних «платежів Натура 2000 за землі сільськогосподарського призначення» (213) розпочато у 2011 р. Це обов'язкова виплата незалежно від того, чи подавав власник на неї заяву, чи ні. «Платежі за підтримку агро-середовища» (214) є також компенсаційним внеском, але це добровільно прийняте зобов'язання щодо захисту землі, птахів та природних середовищ їх існування. Отже, реалізація Програми Натура 2000 надає можливість отримувати

прибутки, які здатні гарантувати стабільне управління та розвиток відстаючих регіонів Болгарії [26].

Найбільш важливими фінансовими інструментами впровадження Програми Натура 2000 було визнано Європейський Структурний Фонд і Програму Life + [27]. Але більша частка ресурсів, які надаються фондами ЄС у межах Програми Natura 2000, залишається у Болгарії невикористаною через обмежений досвід участі державних адміністрацій і НУО у складних процедурах подання заявок. Додатковою перешкодою для деяких організації може бути вимога щодо обов'язкового співфінансування.

Водночас, екологічна мережа Натура 2000 надає нашому суспільству та економіці широкий спектр одержання продуктів та надання екосистемних послуг, зокрема:

- природні ресурси / продуктивні послуги (наприклад, постачання деревини, зернових культур, риби, дичини, лікарської серовини тощо);
- цінні екосистемні процеси / регулюючі послуги, які передбачають здатність екосистем до регулювання повеней і стабілізації клімату, очищення води, зумовлюють запилення сільськогосподарських культур;
- культурні послуги, які сприяють створенню рекреаційних, духовних та естетичних цінностей;
- допоміжні послуги, що підтримують стабільність інших екосистемних послуг – ґрунтоутворення, фотосинтез і кругообіг поживних речовин [28].

Розділ 5. Результати та їх обговорення

У процесі дослідження на основі аналізу встановлено три основні етапи та визначено комплексні проблеми, які виникають в колишніх комуністичних країнах під час впровадження Програми Натура 2000. Було доведено, що кожний з етапів дуже повільно розвивався у Болгарії і супроводжувався виникненням різноманітних економічних проблем.

Протягом перших 2-х етапів впровадження Програми Натура 2000 основними були порушення природоохоронного законодавства ЄС (головним чином, положень Європейських Директив):

- ст. 4 (1) і (2) Директиви Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни через скорочення урядом Болгарії списку науково-визнаних ПТ мережі Натура 2000 до покриття 18,2% території країни замість 34%;

- ст. 6 (2)-(4) (оцінка відповідності) Директиви Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни через нездатність держави забезпечити належний рівень охорони мережі Натура 2000. Крім того, санкції і штрафи за злочини, заподіяні проти мережі Натура 2000 і частіше мали умовний характер.

Ці законодавчі проблеми призвели до виникнення комплексу соціально-економічних проблем, особливо характерних для перших двох етапів впровадження Програми Натура 2000. Вони включають:

- відсутність інформаційної кампанії та публічних слухань під час

першого та другого етапів впровадження мережі Натура 2000;

- відсутність підтримки та визнання Програми Натура 2000 з боку громадськості;

- низький рівень обізнаності громадян;

- відсутність механізму залучення, розподілу прибутків та розв'язання конфліктів з місцевими громадами;

- економічний і політичний тиск з метою розвитку регіонів, покритих мережею Натура 2000;

- відсутність фінансування мережі Натура 2000.

Після уніфікації державного законодавства щодо відповідності до Європейських Директив та визнання природоохоронних територій екологічної мережі Натура 2000 основні проблеми управління новоствореними ПТ були так:

- відсутність планів управління ПТ мережі Натура 2000;

- ігнорування проведення Оцінки впливу на навколишнє середовище при впровадженні ряду інвестиційних проектів на ПТ мережі Натура 2000;

- корупційна практика та клієнтелізм;

- неспроможність державної адміністрації виконувати свої функції щодо керування та координації впровадження Програми Натура 2000;

- низький рівень заробітної плати фахівців з Програми Натура 2000;

- відсутність фінансових ресурсів та кваліфікованих експертів для здійснення контролю, проведення моніторингу та управління екологічною мережею;

- обмежений досвід державної адміністрації та НУО щодо одержання фінансових грантів від фондів ЄС.

Одним із найбільш важливих завдань дослідження було визначити, які основні переваги мережі Натура 2000 є доступними для нових держав-членів ЄС? Першими перевагами створення мережі Натура 2000 у Болгарії були компенсуючі платежі Натура 2000 (213) та «платежі за підтримку агро-середовища» (214), одержані болгарськими фермерами та іншими землевласниками, а також різноманітні екосистемні послуги. Основна мета їх реалізації – сприяння впровадженню та розвитку сільських практик, в основу яких покладено принцип захисту та збереження навколишнього середовища.

Щодо питання про уроки України (та інших пострадянських країн) досвід впровадження Програми Натура 2000 у Болгарії показав, що остаточну відповідь на це питання давати поки що занадто рано, оскільки Болгарія, по суті, ще не використала більшості вигод від європейської інтеграції [29]. Водночас, дослідження переходу Болгарії від традиційного управління заповідними територіями до нового інтегрованого підходу до управління мережею Натура 2000 є досить актуальним для України та інших держав, які схильні до членства в ЄС. Болгарія виступатиме цікавою моделлю для цих держав, оскільки створення мережі Натура 2000 відбувалось на базі інституцій, що мають єдині історичні традиції. Тому можна очікувати, що і помилки будуть також загальними для більшості колишніх комуністичних держав. Хоча мережа Натура 2000 пропонує значні переваги, але через відсутність досвіду і знань вони не можуть бути використані Болгарією належним чином. Також на прикладі Болгарії мо-

жна зробити висновок, що процес адаптації держав – нових членів до вимог ЄС може бути дещо повільним та складним. Але представлені результати аналізу 3-х основних етапів впровадження Програми Натура 2000 у Болгарії, дають можливість визначити 3 основні групи проблем (законодавчі, соціально-економічні та управлінські) та запропонувати можливі шляхи їх розв'язання.

Висновки

На базі виконаного дослідження було розроблено рекомендації для компетентних органів та зацікавлених сторін, які допоможуть їм уникнути основних ускладнень, пов'язаних з впровадженням та управлінням Програмою Натура 2000.

Першу групу становлять рекомендації у сфері законодавства:

- чітка імплементація Директиви Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни та Директиви 79/409/ЄЕС про збереження диких птахів до національного законодавства;
- офіційні директивні документи повинні бути терміново розроблені і затверджені;
- необхідно забезпечити навчання та підготовку директивних органів з реалізації ст. 6 Директиви Ради 92/43/ЄЕС про охорону природних середовищ існування та дикої флори і фауни.

Другу групу становлять рекомендації щодо нового підходу до управління:

- визначення чітких термінів для розробки планів управління для кожної ПТ мережі Натура 2000;
 - поліпшення якості доступної наукової інформації шляхом проведення інвентаризації, аналізу недоліків, картування природних середовищ існування, підготовки карт і вдосконалення бази даних ГІС;
 - планування створення буферних зон;
 - створення органу, відповідально за управління кожною ПТ мережі Натура 2000;
 - встановлення адекватної заробітної плати фахівцям;
 - чітке визначення меж моніторингу;
 - організація контролю за ліцензуванням фірм, які відповідають за здійснення оцінки впливу проектів на навколишнє середовище;
 - забезпечити спеціалістам, залученим до процесу визнання територій екологічної мережі Натура 2000, проходження тренінгу для перевірки планових заявок та оцінки впливів проектів на навколишнє середовище, що надходять.
- Третя група об'єднує соціально-економічні рекомендації:
- юридичні вимоги щодо участі громадськості та проведення широкої інформаційної кампанії, починаючи з першого етапу впровадження Програми Натура 2000;
 - проведення громадських слухань та консультацій на етапах визнання та підготовки індивідуальних планів управління ПТ мережі Натура 2000;
 - вчасне інвестування і забезпечення реальної участі зацікавлених сторін у впровадженні Програми Натура 2000;
 - організація освіти та навчання широкої громадськості для підвищення рівня екологічної обізнаності;
 - використання грантів фондів ЄС для створення та підтримки ефективного функціонування мережі Натура 2000;
 - посилення доступу до LIFE+ як важливого джерела фінансування мережі Натура 2000;
 - пошук фінансування для навчання та освіти персоналу.
- Отже, для України та інших пострадянських країн досвід Болгарії як нового члена ЄС має виключно важливе значення. Болгарія може бути моделлю для держав – потенційних членів ЄС, забезпечуючи їх необхідними знаннями і досвідом для успішної реалізації Програми Натура 2000.

Література

1. Про Загальнодержавну програму адаптації законодавства України до законодавства Європейського Союзу [Електронний ресурс] : Закон України від 18.03.2004 № 1629-IV. – Режим доступу : <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/1629-15> – ст. 367.
2. Our life insurance, our natural capital : an EU biodiversity strategy to 2020. [Electronic resource] : European Commission. – 2011. – Access mode : http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/pdf/2020/1_EN_ACT_part1_v7%5B1%5D.pdf.
3. European Commission : Environmental : Natura 2000. [Electronic resource] : – Access mode : http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm.

4. European Commission : Natura 2000. [Electronic resource] : // Natura and Biodiversity Newsletter. – 2013. – № 34. – Access mode : http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/nat2000newsl/nat35_en.pdf.
5. Gudkova N.V. NATURA 2000 as a new tool for the nature conservation and management in Bulgaria. Master Thesis of the Programme Management of Protected Areas / N.V. Gudkova // University of Klagenfurt. – 2014. – 69 p.
6. Grodzinska-Jurczak M. Expansion of Nature Conservation Areas: Problems with Natura 2000 Implementation in Poland? / M. Grodzinska-Jurczak, J. Cent // Environmental Management. – 2011. – № 7. – P. 11–27.
7. Bulgaria's Biodiversity 2000. [Electronic resource] : // Ecopack Newsletter. – April 2013. – [Electronic resource] : <http://www.ecopack.bg/en/Bulgariav/34/bnews>.
8. Bulgaria and Romania must produce concrete and irreversible anti-corruption results. [Electronic resource] : // Transparency International, Brussels/Berlin, 2009. – Access mode : http://archive.transparency.org/news_room/latest_news/press_releases/2009/2009_02_12_bulgaria_romania_anti_corruption#sthash.Lv5MK1EI.XXuSoBfZ.dpuf.
9. Kenarov D. Green Revolution: How Eco-Activism Made Bulgaria Care Again. [Electronic resource] : // Balkan Insight. – 2012. – Access mode : <http://dimiterkenarov.com/2012/11/green-revolution-how-eco-activismmade-bulgaria-care-again>.
10. Закон за Биологичното Разнообразие. [Electronic resource] : Закон обн. ДВ. бр. 77 от 9 Август 2002 г. – Access mode : <http://lex.bg/laws/ldoc/2135456926>.
11. Andreev S. The unbearable lightness of membership: Bulgaria and Romania after the 2007 EU accession. / S. Andreev // Communist and Post-Communist Studies. – 2009. – № 42. – P. 375–393.
12. Bulgaria warned over breaches of EU environmental law. [Electronic resource] : // European Commission: Nature protection. – IP/07/1123 18/07/2007. – Access mode : http://europa.eu/rapid/press-release_IP-07-1123_en.htm.
13. Петрова И. Европейската екологична мрежа «Натура 2000». Медийно досие 2013 : България. [Electronic resource] : // Dnevnik daily. – 2011. – Access mode : http://dnevnik.bg/evropa/evrokonsultant/2011/09/28/1164525_mediino_dosie_evropeiskata_ekologichna_mreja_natura.
14. Natura 2000 in the new EU Member States. Status report for new and candidate Member States. Questionnaire: Natura 2000 in the new EU Member States – one year after accession. Bulgaria. [Electronic resource] : //WWF. – 2005. – Access mode : http://awsassets.panda.org/downloads/bg_n2000_rep2005.pdf.
15. Cieruinskene S. Natura 2000 Triggers Controversy. [Electronic resource] : // Vagabond. – 2007. – Access mode : <http://www.vagabond.bg/economy/810-natura-2000-triggers-controversy-corruption.html/>.
16. НПРД (Националната приоритетна рамка за действие по Натура 2000). [Electronic resource] : България. – 2013. – Access mode : www.moew.government.bg/files/file/Press/Konsultacii/2013/Oktober/NPRD.pdf.
17. Avramov S. Progress in Natura 2000 in Bulgaria. Workshop on Natura 2000 Management and Agri-Environment Scheme. [Electronic resource] : // Dworek Gorce, Poland. – 2012. – Access mode : www.ceeweb.org/wp-content/uploads/2012/09/Natura-2000-BG.pdf.
18. Енчев М. Опазането на околната среда спечели от членството на България в Европейския съюз. Европа и природата. [Electronic resource] : // Dnevnik daily. – 2010. – Access mode : <http://www.multitrans.ru/c/m.exe?a=1&SHL=2>.
19. Sixteen cases of Natura 2000 vandalism in Bulgaria. [Electronic resource] : // BSPB/BirdLife Bulgaria. – 2008. – Access mode : http://www.birdlife.org/europe/pdfs/Nature_Directives_material/Portfolio_texts%20_final.pdf.

-
20. Problems with the protection of Natura 2000 sites in Bulgaria. [Electronic resource] : // WWF. – 2008. – Access mode : http://awsassets.panda.org/downloads/n2k_problems_in_bg_wwf_update_september.pdf.
 21. Establishment of Natura 2000 network in Bulgaria – common challenge for hunting and conservation organizations. [Electronic resource] : / S. Stoychev, D. Poliyakov // BSPB / Union of Hunters and Anglers in Bulgaria. – 2009. – Access mode : <http://www.facenatura2000.net/conference%202009/2.2.Stoychev.pdf>.
 22. Commission takes Bulgaria to Court for failing to protect endangered species Europe. Environment. [Electronic resource] : // Rapid Press Releases. – 2013. – Access mode : http://europa.eu/rapid/press-release_IP-13-966_en.htm.
 23. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Application of the Convention. Summary of case files and complaints Directorate // Standing Committee. Democratic Governance, Culture and Diversity. – Strasbourg. – 2011– 19 pp.
 24. Experiences on the implementation of Natura 2000 in Central Europe. Cases in Bulgaria, Romania and Hungary. [Electronic resource] : // Central Office of Nimfea Environmental and Nature Conservation Association and its member organizations. – 2013. – Access mode : http://www.ceeweb.org/wp-content/uploads/2012/01/N2000_experiences.pdf.
 25. Zak D. Individuation of gaps in the management and implementation of Natura 2000 sites (gap analysis) [BE-Natur: Better management and implementation of NATURa 2000 sites/ D. Zak, M. Getzner, H. Kirchmeir, T. Köstl // WP3: Transnational joint strategy and tools for the better management and implementation of Natura 2000 sites. – 2012. – 150 pp.
 26. Natura 2000 Romania. [Electronic resource] : // Bulgaria: Natura 2000 Paper Pes Activities. – 2012. – Access mode : http://www.natura2000.ro/news/view.php?news_id=569.
 27. Черешева М. Програма Life+: много проблеми и няколко решения. [Electronic resource] : / М. Черешева, В. Иванов // Dnevnik daily. – Access mode : http://www.dnevnik.bg/evropa/evrofinansirane/novini/2011/06/08/1102575_programa_life_mnogo_problemi_i_ni_akolko_resheniia.
 28. Alcamo J. Ecosystems and human well-being : a framework for assessment / J. Alcamo, E. Bennett // Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute. – 2003. – 246 pp.
 29. Tsachevsky V. Bulgaria's EU membership: the adaptation to the new status is not over [Electronic resource] : / V. Tsachevsky // Electronic Publications of Pan-European Institute. – 2010. – Access mode : www.utu.fi/fi/yksikot/tse/yksikot/PEI/raportit-jatietopaketit/Documents/Tsachevsky_netiti_final.pdf.

ОКРЕМІ АСПЕКТИ ЕКОЛОГІЧНОЇ СКЛАДОВОЇ МЕХАНІЗМІВ УПРАВЛІННЯ КАПІТАЛІЗАЦІЄЮ ЗЕМЕЛЬНИХ РЕСУРСІВ

Третяк Н.А.

Державна установа «Інститут економіки природокористування
та сталого розвитку Національної академії наук України»,
бульвар Тараса Шевченка, 60, 01032, м. Київ,
tretyak2@ukr.net

Проаналізовано структуру методології формування земельного капіталу. Запропоновано модель механізмів управління капіталізацією земельних ресурсів. Досліджено окремі аспекти екологічної складової механізмів управління капіталізацією земельних ресурсів у забезпеченні сталого розвитку територій. *Ключові слова:* капіталізація земельних ресурсів, механізми управління капіталізацією, земельні ресурси.

Отдельные аспекты экологической составляющей механизмов управления капитализацией земельных ресурсов. Третяк Н.А. Проанализирована структура методологии формирования земельного капитала. Предложена модель механизмов управления капитализацией земельных ресурсов. Исследованы отдельные аспекты экологической составляющей механизмов управления капитализацией земельных ресурсов в обеспечении устойчивого развития территорий. *Ключевые слова:* капитализация земельных ресурсов, механизмы управления капитализацией, земельные ресурсы.

Some aspects of the environmental component management mechanisms capitalization of land resources. Tretiak N. The structure methodology of forming land capital. The model of governance mechanisms capitalization of land resources. Investigated some aspects of the environmental component management mechanisms capitalization of land resources in a sustainable territorial development. *Keywords:* capitalization of land resources management mechanisms capitalization, land resources.

Постановка проблеми

З підвищенням антропогенного та техногенного впливу на земельні та інші природні ресурси, що порушує їх здатність до самовідновлення, постала проблема застосування принципово нового механізму управління капіталізацією земельних ресурсів з урахуванням екологічної складової. Необхідність здійснення екологізації зумовлюється не лише погіршенням екологічного стану, але й зростаю-

чими вимогами до відновлення здоров'я нації, системи управління тощо, оскільки ставиться питання про досягнення комплексної ефективності за рахунок поєднання системних методів управління з екологічною свідомістю та відповідальністю.

У світовій економіці важливим питанням є забезпечення суспільного розвитку з використанням капіталізації, яка характеризує процес перетворення чи нагромадження наявних ресурсів у вартість, що приносить додаткову вартість. Для України пи-

тання капіталізації *земельних ресурсів* є одним із визначальних та необхідних, оскільки на сьогодні йому не приділяється належної уваги. Зокрема, більшість природних ресурсів, у тому числі й земельних, не залучені в економічний обіг країни. Тому актуальність проблеми капіталізації земельних ресурсів зумовлена пошуком ефективних механізмів їхнім управлінням, зокрема, залученням до інструментів управління екологічної складової – капіталізації земельних ресурсів.

Аналіз останніх наукових досліджень і публікацій

Теоретичне обґрунтування окремих аспектів механізмів управління капіталізацією вивчали та досліджували відомі вітчизняні науковці І.К. Бистряков, В.В. Пилипів, Ш.І. Ібатуллін, С.О. Лизун, А.М. Третяк, М.А. Хвесик та інші. Однак, незважаючи на ґрунтовні дослідження, питання пошуку інструментів екологічної складової капіталізації управління залишаються актуальними і на сьогодні.

Мета статті – дослідження ролі окремих аспектів екологічної складової механізмів управління капіталізацією земельних ресурсів у забезпеченні сталого розвитку територій.

Виклад основного матеріалу

Через прискорення темпів економічного розвитку в державі та регіонах триває процес деградації довкілля, збідніння ґрунтового покриву, виснаження природно-ресурсного потенціалу і в кінцевому підсумку – погіршення якості життя людей. На жаль, така ситуація зумовлена й не-

досконалыми законодавчими актами з охорони земельних та інших природних ресурсів, положення яких інколи суперечать один одному, та відсутністю адаптованих до ринкових умов нових важелів управління земле- та природокористуванням, що змушує шукати нові, більш ефективні методи, механізми, інструменти управління для збереження та відтворення земельних та інших природних ресурсів.

Завдання механізмів управління у сфері екології зазвичай відображаються в літературі з позиції досягнення екологічної безпеки і мотивації дотримання екологічних вимог, проте зовсім мало – з позиції капіталізації, зокрема забезпечення умов для ефективного залучення земельних та інших природних ресурсів у економічну діяльність, забезпечення ефективного перерозподілу доходів від експлуатації земельних та інших природних ресурсів в комплексі із застосуванням механізмів екологічно збалансованого розвитку.

На думку А.М. Третяка, «Поява людини, яка почала використовувати свій інтелект, призвела до істотного збільшення ефективності тих природних процесів, які відбувалися і без неї» [1, с. 38]. Сформулась модель структури методології формування земельного капіталу (рис. 1).

Як зауважив Ш.І. Ібатуллін «...капіталізація (*capitalization*) перекладається з англійської як процес перетворення у капітал.» [2, с. 78].

Отже, перетворення земельних ресурсів у капітал, тобто у вартість, здатну приносити додаткову вартість, можливе за рахунок їх введення в економічний обіг. Проте, земельні ресурси території потребують

особливого механізму їх капіталізації, оскільки перспективи розвитку економіки залежні від земельних ре-

сурсів, від вибору і реалізації політики щодо використання і управління ними.

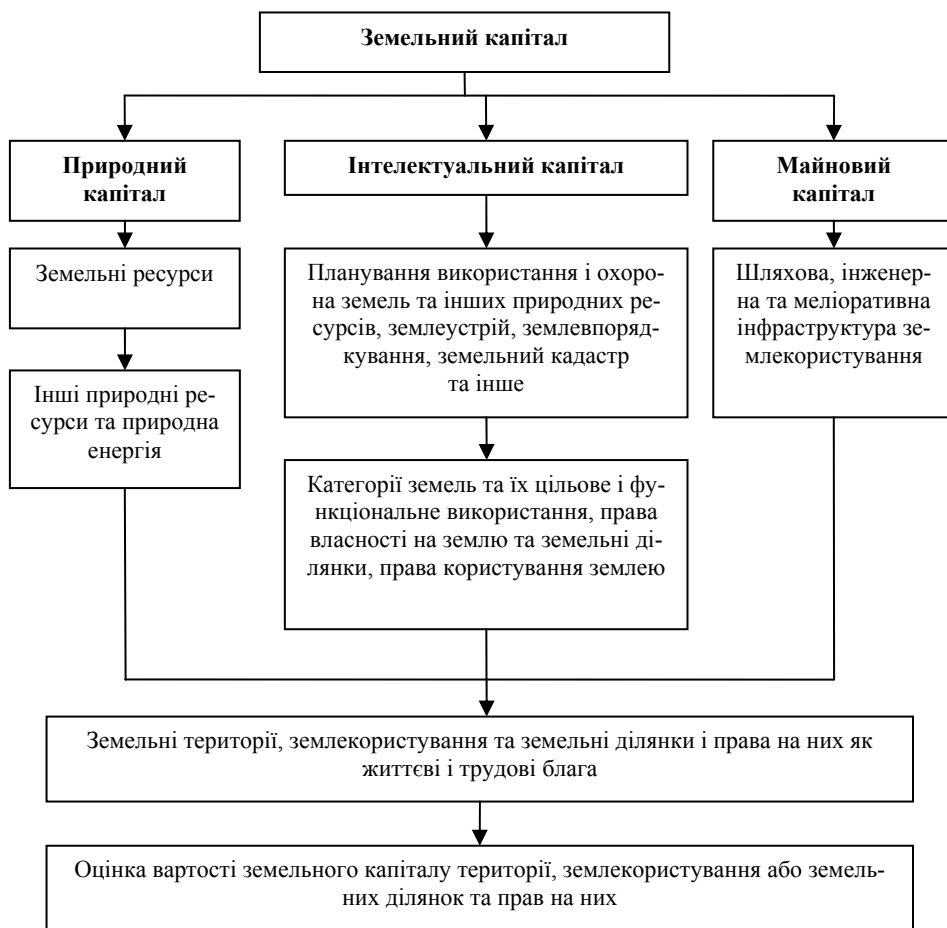


Рис. 1. Логічна модель структури методології формування земельного капіталу [1, с. 39]

Із найпоширеніших механізмів такого перетворення слід виділити діяльність трастових фондів та сек'юритизацію [3]. В сучасних інституційних умовах подібні механізми важко втілюються через відсутність їх чіткого законодавчого забезпечення.

Отже, першочерговим завданням для ефективного використання меха-

нізмів капіталізації земельних ресурсів, активізації інвестиційної діяльності та прискорення соціально-економічного розвитку є приведення інститутів формування, функціонування земельного капіталу та, в першу чергу, законодавства у відповідність, що потребує додаткових наукових досліджень.

У зв'язку з цим виникає необхідність визначення механізмів управління капіталізацією земельних ресурсів. Модель механізмів управління капіталізацією земельних ресурсів матиме вигляд (рис. 2), де складові

земельного капіталу реалізуються через відповідні механізми у єдиному природно-екологічному, інтелектуально-соціальному та економічному просторовому середовищі.



Рис. 2. Модель механізмів управління капіталізацією земельних ресурсів

На основі цього можна виділити інструменти екологічної складової управління капіталізацією земельних ресурсів, які безпосередньо впливають на капіталізацію (табл. 1).

Інструменти інтелектуального впливу забезпечують реалізацію новачій щодо планування та формування категорій земель та їх цільового призначення, структури та видів прав

власності на землю, функціонального використання земель, дозволеного використання земель, здійснення оцінки вартості земельного капіталу, які безпосередньо впливають на екологізацію землекористування, а відповідно і на капіталізацію земельних ресурсів.

Здійснення землепорядних дій базується на основі комплексу функ-

цій формування меж категорій земель, правового режиму землекористування, зокрема, планування та

встановлення обмежень (обтяжень) у використанні земельних ресурсів та прав на них тощо.

Таблиця 1. Окремі інструменти екологічного управління капіталізацією земельних ресурсів

Групи інструментів	Інструменти
Інтелектуально-соціологічний механізм	
Інструменти інтелектуального впливу	Формування категорій земель та їх цільового призначення Формування структури та видів прав власності на землю Формування функціонального використання земель Формування дозволеного використання земель Оцінка вартості земельного капіталу
Організаційно-землевпорядний механізм	
Землевпорядні інструменти	Проекти землеустрою Цільове призначення Обмеження (обтяження)
Планувальні інструменти	Загальнодержавні і регіональні програми використання та охорони земель Природно-сільськогосподарське районування Зонування земель за їх категоріями та типами землекористувань Плани детальної забудови Схеми землеустрою та планування використання території сільських (селищних) рад Плани земельно-господарського устрою території населених пунктів Схеми розвитку екомережі Проекти організації території природо-заповідного фонду тощо

Група планувальних інструментів забезпечує регулювання використання земель відповідних територій шляхом створення та впровадження землевпорядної та містобудівної документації, ухвалення та реалізації певних управлінських рішень. Планування використання земельних ресурсів здійснюється з метою збалансування екологічних складових капіталізації земельних ресурсів у довгостроковій чи короткостроковій перспективі щодо раціонального землекористування усіх категорій незалежно від форм власності на землю і господарювання. Тут особливе значення надається різним видам райо-

нування та зонуванню земель за їх категоріями і типами землекористування.

Висновок

Для забезпечення максимальної ефективності використання земельних ресурсів в екологічній сфері обґрунтовано механізми (інституціональний, інтелектуально-соціальний, організаційно-землевпорядний, фінансово-економічний) та інструменти (інтелектуального впливу, землевпорядні, планувальні) управління, які у поєднанні забезпечуватимуть сталий розвиток країни. Екологічна складова механізмів управління капі-

талізацією є необхідною умовою, оскільки ігнорування екологічного чинника у довгостроковій перспективі може призвести до виникнення проблем, зокрема, дисбалансу в еко-

номії. Інструменти екологічного управління капіталізацією земельних ресурсів дадуть змогу забезпечити збалансований розвиток і гарантувати оптимальні довгострокові доходи.

Література

1. Третяк А.М. Земельний капітал: теоретико-методологічні основи формування та функціонування / А.М.Третяк – Л. : СПОЛЮМ, 2011. – 520 с.
2. Ібатуллін Ш.І. Капіталізація земель приміських зон великих міст : теорія, методологія, практика / Ш.І.Ібатуллін – К.: НАУ, 2007. – 206 с.
3. Бондарь Л.В. Капіталізація природних ресурсів як передумова сталого відтворення економічних систем [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.economy-confer.com.ua/full-article/1162/>.

К ВОПРОСУ ОБ ЭФФЕКТИВНОСТИ ВЕТРОЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ ТЕХНОЛОГИЙ

Лапшин Ю.С.

Государственная экологическая академия
последипломного образования и управления,
Ул. Митрополита Василия Липковского, 35, 03035, г. Киев
deabgd@mail.ru

Академия в соавторстве с СП «Ланко» и Кременчугским национальным университетом имени Михаила Остроградского выполнила теоретические исследования новых ветроэнергетических технологий, предложенных сотрудниками данных организаций. Суть этих технологий - использование энергии ветра больших высот (до 500 м) с помощью парусов или воздушного змея/аэростата. Высокая эффективность этих технологий для случаев, когда среднегодовая скорость ветра приземного слоя (высота – до 10 м) не превышает 5 м/с. Что особенно актуально для большей части территории Украины. В данной работе исследуются возможности замены дорогого гелия, обеспечивающего подъёмную силу аэростата, более дешёвыми материалами, но требующими (для поддержания подъёмной силы) непрерывной энергетической подпитки. Аэростат наполняется газом/паром с высокой температурой. Придание оболочке аэростата высоких теплоизоляционных свойств ведет к увеличению её веса и удорожанию. С другой стороны, уменьшаются затраты на компенсацию тепловых потерь. В данной статье рассматриваются эта задача оптимизации варианты наполнения аэростата азотом, водяными парами, или смесью этих наполнителей с водородом. *Ключевые слова:* леер, гибкое крыло, аэростат, ветровая электростанция.

До питання ефективності вітроенергетичних технологій. Лапшин Ю.С. Академія в співавторстві з СП «Ланко» і Кременчуцьким національним університетом імені Михайла Остроградського виконала теоретичні дослідження нових вітроенергетичних технологій, запропонованих співробітниками даних організацій. Суть цих технологій - використання енергії вітру великих висот (до 500 м) за допомогою вітрил або повітряного змея / аеростата. Висока ефективність цих технологій для випадків, коли середньорічна швидкість вітру приземного шару (висота - до 10 м) не перевищує 5 м / с. Що особливо актуально для більшої частини території України. У даній роботі досліджуються можливості заміни 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. Осучаснення оболонці аеростата високих теплоізоляційних властивостей веде до збільшення її ваги і подорожчання. З іншого боку, зменшуються витрати на компенсацію теплових втрат. В даній статті розглядаються ця задача оптимізації варіанти наповнення аеростата азотом, водяними парами, або сумішшю цих наповнювачів з воднем. *Ключові слова:* леер, гнучке крило, аеростат, вітрова електростанція.

On the question of the effectiveness of wind energy technologies. Lapshin Y. Academy in collaboration with JV "Lanco" and the Kremenchug National University Michael Ostrogradskiy performed theoretical studies of new wind energy technologies proposed by employees of these organizations. The essence of these technologies - the use of wind energy high altitudes (up to 500 m) with the help of sail or kite / balloon. The high efficiency of these technologies for the cases when the average wind speed of the surface layer (height - 10 m) is less than 5 m / s. That is especially true for most of the territory of Ukraine. In this paper we

investigate the possibility of replacing the expensive helium, providing the lifting force of the balloon, cheaper materials, but require (to maintain lift) continuous energizing. Balloon inflates / steam with high temperature. Giving the envelope is high thermal insulation properties increases its weight and cost increase. On the other hand, decreasing costs to compensate heat losses. This article discusses this problem of optimization options for filling the balloon with nitrogen, water vapor, or a mixture of these fillers with hydrogen. *Keywords:* rope, flexible wing, airships, wind power.

Актуальность работы

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 и освоение собственных возобновляемых источников энергии. В первую очередь, энергии ветра. По оценкам авторов, ветроэнергетический потенциал Украины достаточен для удовлетворения всех её (Украины) энергетических потребностей. Авторы являются сторонниками леерных ветроэнергетических технологий [1, 2, 3, 4, 5, 6, 7]. Поскольку эти технологии способны обеспечить освоение ветроэнергетического потенциала 500 метровой высоты на всей территории Украины. Эти технологии не предполагают строительство дорогостоящих фундаментов. Не требуют изготовления и монтажа опорных мачт. Не нуждаются в механизмах, обеспечивающих ориентацию ветровой электростанции на ветер. Их изготовление не требует дорогостоящих материалов и высокой точности исполнения оборудования. В некоторых вариантах леерной технологии имеется сложный в изготов-

лении узел – это пропеллерное ветроколесо. Но благодаря большому спросу на данный товар и массовому производству этой продукции цена на него – доступна. В Украине (до военных действий на востоке) эта продукция выпускалась в Краматорске. Авторы надеются, что это производство в ближайшее время будет восстановлено. В настоящее время технологией изготовления пропеллеров в Украине владеет днепропетровское предприятие ЮЖМАШ. Но в парусном варианте леерной ветроэнергетики этот сложный для кустарного изготовления объект отсутствует. Для получения тепловой энергии, например горячей воды для обогрева помещений, ветроэнергетическая установка может работать на принципе, описанном в [1]. Приводим описание этого принципа работы, данное его автором. «На вал генератора намотан трос, соединенный с парусом. Парус, увлекаемый ветром, разматывает трос и заставляет вращаться вал генератора. Когда выработана вся длина троса, парус переводится в положение минимального аэродинамического сопротивления и подтягивается назад с помощью генератора, работающего в режиме электродвигателя. (рис.1). Эта схема была предложена её автором для получения электроэнергии.

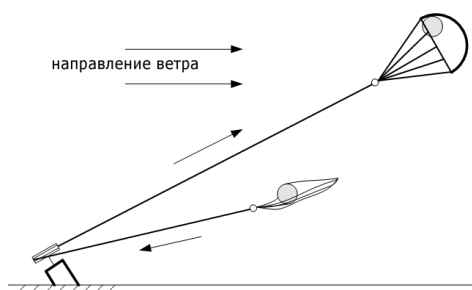


Рис.1. Парашютный ветряк, состоящий из двух парашютов

Основное достоинство леерной энергетики – это её способность использовать энергетический потенциал ветра больших высот. Согласно Розину М.Н., с ростом высоты скорость ветра растет в соответствии с зависимостью $V_2 = V_1(h_2/h_1)^{0,2}$, где V_2 и h_2 , соответственно скорость ветра и высота верхнего уровня, а V_1 и h_1 – нижнего уровня [1].

Материал и результаты исследований

Описанный принцип работы ветросиловой установки был изменен авторами настоящей статьи [4]. В нашей модификации он таков: «Когда выбрана вся длина троса, парус переводится в положение минимального аэродинамического сопротивления и подтягивается назад с помощью второго парашюта, раскрытие которого начинается в момент завершения закрытия первого парашюта. В период времени от закрытия первого парашюта до раскрытия второго парашюта выполняется реверсивное переключение, которое обеспечивает сохранение направления вращения ротора электрогенератора при изменении направления враще-

ния внешней части вала на противоположное направление. Во время отсутствия тягового усилия вращение ротора продолжается по инерции (в основном за счет инерции маховика)».

Авторам представляется, что данная конструкция лучше будет работать на получение тепловой энергии, чем в известных конструкциях [6, 7, 8]. В нашем случае, место электрогенератора должен занимать включённый в тепловую сеть гидравлический насос, а основными точками отбора тепловой энергии будут гидравлические сопротивления. Достоинства данной схемы: отсутствие тяжелых элементов на высоте (электрогенератора, ветроколеса, электропроводного кабеля), что существенно для обеспечения требований безопасности в случае возникновения аварийной ситуации, простота приведения установки в рабочее состояние и вывода из него. Недостатки: потребность в дорогом гелии (в период эксплуатации неизбежны его потери), для освоения значительных высот требуется леер большой длины (т.е. леер будет тяжелым), что в свою очередь потребует или увеличения объема гелиевого шара или придания парашюту формы, обеспечивающей необходимую подъёмную силу, что снизит рабочие характеристики (КПД) установки, значительная площадь отчуждения по причине большого радиуса приземного участка леера. Основным недостатком данной конструкции является именно наличие гелиевого шара. Поскольку его габариты значительны, ибо он должен поддерживать леер и парашют на отрезке холостого хода. А на этом участке сила сопротивления

движению со стороны ветра (на единицу площади поперечного сечения) в 4 раза превышает тяговое удельное усилие, развиваемое раскрытым парусом. В результате КПД установки снижается. В связи с изложенным, авторы рассматривают альтернативные варианты, о которых было сказано в предыдущих работах [2, 3, 4, 5], и намерены исследовать возможности конструкции, в которой рама с ветроколесами и генераторами под-

держивается на высоте аэростатом, регулируемого объема. Аэростат со-вмещен 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 либо на земной поверхности. Во втором случае легкий газ от аэростата к баллону подается по гибкому трубопроводу (рис. 2).

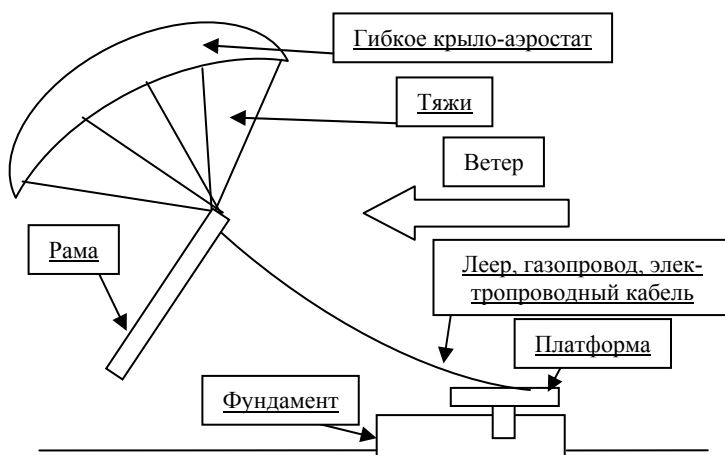


Рис. 2. Подача легкого газа

В данной конструкции наиболее ответственным элементом является гибкое крыло-аэростат. Оптимизации его параметров посвящается данная работа. 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. Если данная ветроэнергетическая технология потеснит углеводородную техно-

логию, основанную на использовании углеводородных ископаемых, то цена на гелий возрастет. Ибо, сегодня гелий добывается из отходов газа и нефтедобывающих производств. Целью данной работы является обоснование надежности работы заменяющих гелий газовых смесей. Поскольку стоимость ветроэнергетической установки состоит из стоимости материалов и стандартного оборудования, расходов на изготовление и монтаж. Стоимость капитальных затрат на единицу мощности тем

меньше чем больше мощность этой электростанции. Тоже можно сказать и о эксплуатационных расходах. 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 объёму – $V \cdot V = 4\pi r^3/3$. 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 $0,3 - 0,5 \text{ кг/м}^3$. В дальнейших расчетах будем использовать среднее значение – $0,4 \text{ кг/м}^3$. Таким образом, получаем, что подъемная 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 1 кВт , для случая максимальной нагрузки. Максимальная нагрузка на аэростат будет при отсутствии ветра. Чем сильнее ветер, тем больше величины подъемных 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 тысячи электрогенераторов, со следующей характеристикой: производитель – GESAN, максимальная мощность – $1110,0 \text{ кВт}$, Дизель привод, расход топлива – 202 л/ч , вес 6700 кг . Разумеется, 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, $P = 6700000 \text{ кг}$. В запас расчетов принимаем, что леер постоянного (не равнопрочного) по длине сечения. А его вес определяется его удельным весом (3 т/м^3), длиной (принимаем 1000 м) и постоянной по длине леера площадью поперечного сечения. В свою очередь, размер этой площади поперечного сечения леера находится из условия допустимой прочности на разрыв (1500 кг/см^2) и величины усилий, отрывающих леер от аэростата и рамы. При нулевой скорости ветра сила, отрывающая леер от аэростата равна весу леера. Определяем максимальное усилие, действующее на леер. Полагая КПД ветроколес равным $0,4$ и принимая (в запас расчета) сто процентную потерю энергии ветра при прохождении через ветроколесо, получим значение горизонтальной составляющей усилия ветра $F_{\text{гг}}$, набегавшего на раму со скоростью 8 м/с :

$$F_{\text{гг}} = 1110000 \cdot 102 \cdot 2 / (8 \cdot 0,4) \text{ кг} = 70762500 \text{ кг}$$

Горизонтальная составляющая давления ветра на аэростат, в случае, когда аэростат функционирует как гибкое крыло, зависит от гидродинамического качества этого крыла. Предположим, что это гидродинамическое качество таково, что при нем подъемная сила в три раза превосходит горизонтальную составляющую давления ветра на крыло-аэростат. При наличии ветра рама будет обладать подъемной силой, но мы пренебрегаем этим фактом в запас рас-

чета. Допустим, 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 к внутренним перегородкам аэростата) не превышает 5 % от веса рамы. Таким образом, составляется уравнение:

$$0,8\text{кг/м}^3 \cdot V = F_{\text{л}} + 1,05P + F_0 \quad (1)$$

Где: $F_{\text{л}}$ – вес леера, F_0 – вес оболочки аэростата.

$$F_{\text{л}} = 3000\text{кг/м}^3 \cdot 1000\text{м} \cdot S_{\text{л}} \quad (2)$$

Где $S_{\text{л}}$ – площадь поперечного сечения леера в м^2 . Эта площадь определяется из условия прочности. Усилие, которое разрывает леер – $P_{\text{л}}$ складывается из двух сил: вертикальной, которая равна весу леера; горизонтальной – давление ветра на аэростат и раму. А именно:

$$P_{\text{л}} = \sqrt{(F_{\text{лг}} + F_{\text{пр}})^2 + (F_{\text{л}})^2} \quad (3)$$

Где: $F_{\text{лг}} = F_{\text{л}}/3$

Из условия достижения требуемой прочности леера следует:

$$S_{\text{л}} = P_{\text{л}}/15000000\text{кг/м}^2 \quad (4)$$

$$F_{\text{л}} = \sqrt{((F_{\text{л}}/3 + F_{\text{пр}})^2 + (F_{\text{л}})^2)/5\text{кг}} \quad (5)$$

Откуда:

$$25 F_{\text{л}}^2 = (F_{\text{л}}/3 + F_{\text{пр}})^2 + (F_{\text{л}})^2 \quad (6)$$

В результате $F_{\text{л}} = 15498,9$ тн. Следовательно, $S_{\text{л}} = 5,166\text{м}^2$. Вес леера - $5,166 \cdot 3 \cdot 1000 = 15498,9$ тонн. Диаметр круга (поперечного сечения) – 2,56 м. Из (1) определяем радиус шара (аэростата):

$$3,2\pi r^3/3 = 15498900 + 6700000 + 6\pi r^2. \text{ Откуда } r = 190,5\text{м}$$

$V = 28958332 \text{ м}^3$. Площадь поверхности шара будет равна:

$4\pi r^2 = 456000 \text{ м}^2$. Вес оболочки аэростата – 684000 кг.

Описание принципа изготовления, монтажа и работы конструкции

Строится фундамент, на котором монтируется поворотная (допускающая круговое вращение) платформа, которая выдерживает внешнее горизонтальное усилие – сто тысяч тонн. На платформе и фундаменте имеются кольцевые электропроводные шины, обеспечивающие передачу выработанной электроэнергии от платформы к наземному трансформатору. Платформа жёстко (прочно) соединена с одним концом леера. Ко второму концу леера крепятся рама и тяги, связывающие леер с оплеткой аэростата. От рамы до шин платформы проходит электропроводный кабель. На платформе размещены такие компрессор и газохранилище. От газохранилища и компрессора проходит газопровод к аэростату. Внутри аэростата находится управляемая компьютером газораспределительная система, которая обеспечивает требуемое наполнение газом каждого из отсеков. Разделение внутренней части аэростата на отсеки решает две задачи – управление формой аэростата и сохранение его работоспособности при попадании в него метеорита или снаряда (легко осуществляемая диверсия).

Газ, наполнитель

Важно отметить, что использование водорода исключается – он пожаро- и взрывоопасен. В нужных для применения количествах гелий – недоступен. Один из путей решения

вопроса - использование смеси водорода – азот (формиргаз), которая в диапазоне (по объёму) 25% - 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. Пожаробезопасность можно значительно повысить, уменьшив процентное содержание водорода в смеси. Но это приведет к увеличению удельного веса и соответственно грузоподъемности. 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. Т.е. оборудование для осуществления этой технологии не требует больших затрат. Но поддержание этой температуры вызовет большие энергетические потери. Для их уменьшения потребуются теплоизоляция всей оболочки аэростата. Эта задача не очень сложная. Промышленность выпускает легкие и высококачественные теплоизоляционные материалы. Выполним расчет тепловых потерь при теплоизоляции из хлопковой ваты, коэффициент теплопроводности которой $62 \cdot 10^{-6}$ кал/см*сек*град [11 с., Таблица - 15/25]. При толщине теплоизоляционного слоя 10см тепловые потери составят 0,0149 Вт/(м²*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 546град достигается требуемая грузоподъемность. При этом мощность тепловых потерь установки будет – $546 \cdot 0,0149 \cdot 456000 = 3709742,4$ Вт. Что составляет 0,37 % от мощности электростанции. Данная величина тепловых потерь завышена. В этих расчетах не учтены тепловые сопротивления, возникающие при теплообмене стенки с окружающей средой, например, наличие ламинарного пристеночного слоя. Кроме того, теплоизоляция может быть усовершенствована выполнением её в виде многослойных экранов. Препятствием может оказаться высокая температура, которая может ограничить 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 требуемой грузоподъемности потребуются температура, определяемая из соотношения $0,777277 = 0,4(1 + T/273)$, т.е. 257,49°C. Поясняем, что в последней формуле вместо значения удельного веса воздуха – 1,2 кг/м³ принят его (удельного веса) эквивалент для водяного пара – 0,777277 кг/м³. Что следует из разницы осредненного молекулярного веса воздуха молекулярного веса воды. Соответственно при этом потери энергии при принятой нами теплоизоляции составят – $257,49 \cdot 0,0149 \cdot 456000 = 1749490$ вт, что составляет 0,175% от вырабатываемой мощности. Использование водяного пара в качестве легкого газа для наполнения аэростата (без водорода) снимает с повестки

дня рассмотрение вопросов пожарной безопасности.

Задачи дальнейших исследований

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

Определение на действующем макете (модельное исследование) технических характеристик установок данного типа.

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 быть более гибким и напрямую поддерживать контакт с заземленной

шиной, расположенной на поверхности Земли).

Определение оптимального места расположения оси вращения рамы относительно подвески, для получения лучших условий стабилизации частоты вырабатываемого электрического тока.

Изучение возможности получения от гидрометеорологической службы информации о продвижении атмосферных фронтов и ожидаемых ураганах, с целью своевременного приземления установки на опасный период.

Выводы

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

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

Рассмотренный (теоретически) вариант показывает возможность замены одной ветровой электростанцией одного атомного реактора.

Преимущества предложенного варианта по сравнению с электростанциями, работающими на дизельном топливе в экономии 202 м³/час дизтоплива и предотвращении вредных выбросов в атмосферу.

Литература

1. Розин Н.М. «Парашютный ветряк» Доклад на Международной конференции «Возобновляемая и малая Р энергетика». Москва. 10.06.09.
2. 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.

3. . 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
4. . Лапшин Ю.С. Ардашов С.А. Безбашенная ветроэнергетическая установка. Вестник КрНУ им. М. Остроградского. Выпуск 3, Кременчег.2013.
5. . 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
6. Лапшин Ю.С., Лихачев О.К., Голубцова Н.Ю., Милецкая С.А. Ветроэнергетическая установка.;
7. 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. Ж.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. Атомиздат.М.1976.

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ

УДК 502/504:544.558

МЕТОДИ ПЛАЗМОВО-ХІМІЧНОГО ЗНЕШКОДЖЕННЯ СТІЙКИХ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ В ВОДНИХ РОЗЧИНАХ

Ольшевський С.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
пр-т. Глушкова, 4г, 03022, м.Київ
solaristics@gmail.com

Досліджено проблему знешкодження стійких органічних забруднювачів у водних розчинах. Розглянуто результати експериментальних та теоретичних розробок щодо створення плазмово-хімічних технологій по повному знешкодженню стійких хлорорганічних токсикантів у водних розчинах з продукуванням на виході горючих газових сумішей. Запропоновано гіпотезу використання провідного механізму деструкції високомолекулярних сполук у рідинній фазі під дією плазми газового розряду. *Ключові слова:* стійкі органічні забруднювачі, водний розчин, плазмово-хімічна очистка води.

Методы плазменно-химического обезвреживания стойких органических загрязнителей в водных растворах. Ольшевский С.В. Исследовано обезвреживание стойких органических загрязнителей в водных растворах. Рассмотрены результаты экспериментальных и теоретических исследований по созданию плазменно-химических технологий полного разложения стойких хлорорганических токсикантов в водных растворах с производством на выходе горючих газовых смесей. Предложена гипотеза по использованию ведущего механизма деструкции высокомолекулярных соединений в жидкостной фазе под действием плазмы газового разряда. *Ключевые слова:* устойчивые органические загрязнители, водный раствор, плазменно-химическая очистка воды.

Methods of plasma-enhanced chemical neutralization of persistent organic pollutants in aqueous solutions. Olszewski S. Investigated the neutralization of persistent organic pollutants in aqueous solutions. Re-examined results of experimental and theoretical studies on the creation of plasma-chemical technologies complete decomposition of persistent chlororganic toxicants in aqueous solutions with the production output gaseous mixtures. A hypothesis on the use of leading mechanism degradation of macromolecular compounds in the liquid phase under the influence of gas-discharge plasma. *Keywords:* persistent organic pollutants for aqueous solution, plasma-chemical treatment of water.

Вступ

Посилення темпів розвитку індустріальної революції і пов'язана з нею

людська діяльність неминуcho негативно впливають на стан навколишнього середовища. Зокрема, забруднення

сільськогосподарських територій пестицидами спричиняють серйозну загрозу майбутньому благополуччю людства. Для вирішення низки проблем, пов'язаних з забезпеченням екологічної безпеки, на Стокгольмській конференції ООН у 1972 році утворена спеціальна структура – Програма ООН по довкіллю (ЮНЕП, UNEP). У рамках цієї Програми в наступні три десятиліття велику увагу приділено різним аспектам найбільш небезпечної групи синтетичних хімічних токсикантів, об'єднаних загальним терміном «стійкі органічні забруднювачі» (СОЗ).

Уперше термін «СОЗ» (POPs) з'явився в Протоколі по стійких органічних забруднювачах до Конвенції 1979 року про трансграничне забруднення повітря на великі відстані [1], який був підписаний в м. Орхусі (Данія) 24 червня 1998 року [2]. У Протоколі перераховано 16 речовин: 11 пестициди (альдрін, хлордан, діельдрін, ДДТ, ендрін, мірекс, ГХЦГ (ліндан), токсафен, гептахлор, гексахлорбензол), 2 промислових хімікати (гексабромбіфеніли, поліхлорбіфеніли) і 3 нецільові побічні продукти (поліхлордібензодіоксіни, фуран і поліциклічні ароматичні вуглеводні).

В рамках цього Протоколу до СОЗ віднесено органічні речовини, які мають токсичні властивості; є стійкими; біологічно акумулюються; схильні до трансграничного атмосферного перенесення на великі відстані і осадження; ймовірно можуть викликати значні негативні наслідки для здоров'я людини або довкілля близько і далеко від їх джерел.

Проблеми, породжені хімічними речовинами та зумовлені процесами їх потрапляння і знаходження в при-

родному середовищі, взаємозв'язані і не можуть бути вирішені окремо. Про це свідчить прийняття в 1989 році Базельської Конвенції про контроль за трансграничним перевезенням небезпечних відходів і їх видаленням [3]. Посилення природоохоронного законодавства в промислово розвинених країнах у кінці 80-х років минулого століття призвело до значного збільшення витрат на видалення небезпечних відходів, у зв'язку з чим багато фірм для скорочення цих витрат стали практикувати відправлення багатьох видів небезпечних відходів, які містять СОЗ, в Східну Європу та країни, що розвиваються. Не уникала таких "подарунків" і Україна. Для недопущення у подальшому такої практики і прийнята Базельська конвенція, яка набула чинності 5 травня 1999 року. У Додатку до цієї Конвенції перераховано типи відходів, СОЗ, що містять поліхлоровані дібензодіоксіни (ПХДД) та дібензофурані (ПХДФ), поліхлоровані біфеніли (ПХБ) і полібромовані біфеніли (ПББ).

У 1998 році за ініціативою ЮНЕП і Продовольчої та сільськогосподарської організації ООН (ФАО, ФАО) прийнята Роттердамська Конвенція про процедуру попередньої обґрунтованої згоди відносно окремих небезпечних хімічних речовин і пестицидів у міжнародній торгівлі [4], у яку включено 26 пестицидів, у тому числі і що відносяться до СОЗ.

У 2001 році прийнята Стокгольмська Конвенція про стійкі органічні забруднювачі [5], яка спрямована на охорону здоров'я людини і довкілля від СОЗ за допомогою заходів по скороченню або усуненню викидів в результаті умисного виробництва і

використання СО₂, заходів по скороченню або ліквідації викидів в результаті неумисного виробництва СО₂ і заходів по скороченню або ліквідації викидів, пов'язаних із запасами і відходами, які містять СО₂. Перелік СО₂ цієї Конвенції включав 8 пестицидів (альдрін, хлордан, діельдрін, ендрін, гептахлор, мірекс, токсафен, ДДТ), 2 промислові хімічні речовини (гексахлорбензол, який також може бути віднесений до групи пестицидів, поліхлоровані біфеніли) і 2 нецільові побічні продукти (поліхлоровані дібензопарадіоксин і поліхлоровані дібензофурані).

Аналіз розвитку запропонованих на міжнародному рівні заходів щодо гарантії екологічної безпеки засвідчує низький рівень розвитку промислових технологій утилізації СО₂ із наведеного переліку, в той час як сам цей перелік поповнюється новими позиціями. Складність створення таких технологій пов'язана не лише з надзвичайною хімічною стійкістю цих речовин за нормальних умов [6]. Зазвичай, деструктивні способи утилізації речовин пов'язані з використанням високих температур: спалювання, піроліз, електродугове випалювання тощо. Проте в реакторах, де відбуваються ці процеси, завжди існує перехідна зона між областю, де протікає інтенсивне розкладання цільових сполук, та середовищем за нормальних умов. Отже, такі реактори принципово містять зону, в якій з високою імовірністю можуть протікати зворотні процеси, що призводять до синтезу токсичних речовин. Наприклад, при знищенні хлорорганічних СО₂ в піролізних печах відбувається інтенсивне напрацювання діоксинів внаслідок фундаменталь-

них термодинамічних властивостей піролітичного розкладання ПХБ [7]. Тобто, має місце не загальне їх знешкодження, а лише перетворення одного різновиду СО₂ в інший. Ще складніше добитись необхідного результату при знищенні токсичних забруднювачів, які існують у вигляді водних розчинів. Проблема полягає в тому, що присутність молекул води, гідроксили та водню в зоні реакції за достатньо широкого діапазону температурних умов спричиняє каскадні процеси синтезу швидкодіючих отруйних речовин – наприклад, фосгену [8].

Одним із ефективних та небезпечних напрямів плазмово-хімічної очистки води від СО₂ може бути використання породжених електричними розрядами високоенергетичних хімічно-активних частинок як головного чинника деструкції токсичних молекул. Подолання конфлікту між потребами економіки сьогодні і необхідністю збереження навколишнього середовища, придатного для існування людства в майбутньому, може полягати в створенні новітніх інноваційних технологій, в яких затратна частина, пов'язана з утилізацією тих чи інших відходів, компенсується споживчою вартістю продуктів їх переробки. Оскільки протікання деструктивних реакцій за умови їх плазмової стимуляції може відбуватися в широкому спектрі альтернативних напрямів, то керування умовами такої стимуляції відкриває можливість необхідної селективності кінцевих продуктів процесу знешкодження. З результатів експериментів відомо, що обробка розрядною плазмою водних розчинів стійких високомолекулярних сполук може призводити до їх повної руйнації [9,10]. Проте питання зі скла-

ду кінцевих продуктів такої обробки залишається відкритим. Певного розуміння щодо вибору умов проведення плазово-хімічної обробки водних розчинів токсичних високомолекулярних сполук можна одержати шляхом створення надійних комп'ютерних моделей кінетики хімічних процесів у розчинах, ініційованих внесенням в рідину активними факторами, породженими плазмою.

Плазово-хімічні технології по знешкодженню високомолекулярних токсичних сполук у водних розчинах, які ґрунтуються на використанні високоенергетичних хімічно-активних частинок, потребують ефективних джерел таких часток, режим роботи яких близький до нормальних умов. Одним із методів опромінення поверхні рідини потоками таких часток може бути створення газорозрядної плазми атмосферного тиску, струм якої замкнено на робочу рідину [11].

Запропонована робота присвячена експериментальному та теоретичному дослідженню можливостей використання плазово-рідинних систем атмосферного тиску для знешкодження окремих різновидів СО₂ у водних розчинах шляхом їх розкладання з утворенням газоподібних горючих продуктів та з'ясуванню вірогідних механізмів деструкції токсичних молекул під дією фізико-хімічних факторів, породжених плазмою.

Техніка експерименту

З метою виявлення найбільш ефективних чинників впливу плазми на хімічні процеси в рідинній фазі проведений порівняльний аналіз декількох плазово-рідинних систем. Спільною характеристикою всіх розгля-

нутих систем є протікання розрядного струму крізь границю розділу плазми – робочий розчин.

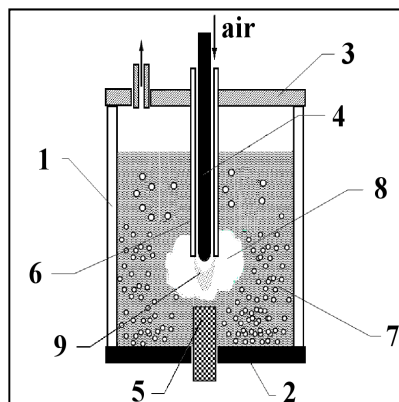


Рис. 1. Система з розрядом в газовому каналі з рідинною стінкою та додатковим ультразвуковим полем.

1 – кварцовий циліндр, робочий електрод, 3 – верхній фланець, 4 – опорний електрод, 5 – ультразвуковий випромінювач, 6 – ізолятор опорного електрода, 7 – робочий розчин, 8 – газований канал, 9 – плазма.

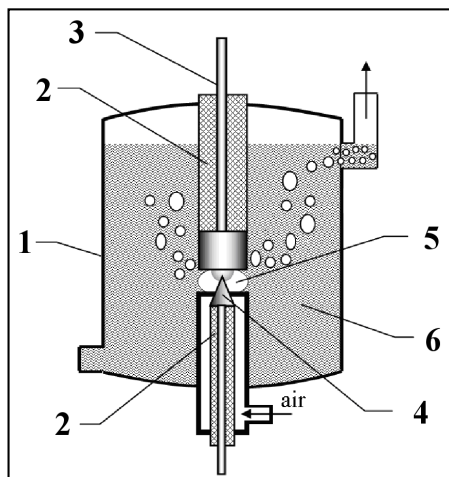


Рис. 2. Система з імпульсним розрядом в газовому каналі з рідинною стінкою.

1 – металевий корпус, 2 – ізолятори високовольтних електродів, 3 – робочий електрод, 4 – опорний електрод, 5 – газований канал, 6 – робочий розчин.

В одній з досліджуваних систем використовували розряд у газовому каналі з рідинною стінкою та додатковим ультразвуковим полем (система-1) [12]. Конструкцію цієї системи схематично зображено на рис.1. Вона складалась з робочої кварцової посудини циліндричної форми – 1, заповненої робочим розчином – 7. Динамічний газовий канал в об'ємі рідини – 8 створювали за допомогою продування повітря крізь простір між ізолятором – 6 та опорним електродом – 4. Для створення газорозрядної плазми – 9, струм якої протікав крізь поверхню робочого розчину на опорний електрод – 4, та занурений в рідину робочий електрод – 2 подавали постійну напругу величиною ~ 2 кВ. Додаткове ультразвукове поле частотою ~ 20 кГц створювали за допомогою феритового випромінювача. Регульовану акустичну потужність ультразвуку утримували вище порога збудження кавітації. Фланець – 3 використовували для герметизації системи. Постійна напруга живлення цієї системи обумовлює дуговий режим горіння розряду. Плазма такого розряду близька до рівноважної і середня енергія її частинок визначається температурою, яка в електричній дузі здебільшого визначається тепловим балансом.

Аналогічна система з імпульсним розрядом дозволила використовувати плазму з іншими характеристиками, а саме плазму іскрового розряду. Конструкція такої системи (система-2) схематично зображена на рис.2. Вона являла собою циліндричну камеру – 1, виконану з антикорозійної сталі в якій містився робочий розчин – 6. Газовий канал – 5 формували підведенням повітря з боку опорного електрода – 4. Для

створення серії іскрових розрядів між опорним електродом – 4 та робочим електродом – 3 подавали послідовність високовольтних імпульсів з амплітудою ~ 6 кВ, тривалістю ~ 4 мкс, та середньою енергією в імпульсі ~ 300 мДж. Інтервал часу між імпульсами становив ~ 200 мс.

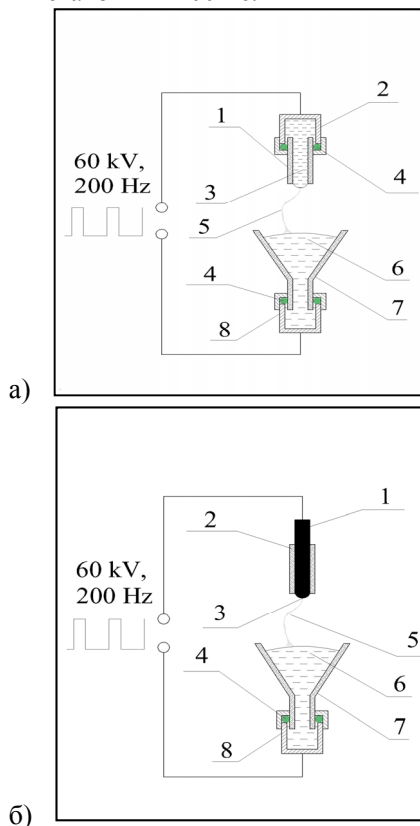


Рис. 3. Розрядна система з рідинним – а) та металевим – б) опорним електродом з імпульсно-періодичним високовольтним розрядом.

1 – опорний електрод, 2 а) – металева камера рідинного опорного електрода, 2 б) – ізолятор металевих опорних електродів, 3 а) – робоча рідина рідинного опорного електрода, 3 б) – поверхня металевих електродів, 4 – силіконове ущільнення, 5 – канал іскрового розряду, 6 – робочий розчин, 7 – посудина з робочим розчином, 8 – робочий електрод.

Іскровий розряд використаний в імпульсній системі мав довжину розрядного проміжку $d \leq 10$ мм. Такий розряд класифікують як іскровий розряд в умовах короткого стримера або коротка іскра [13]. Склад плазми короткої іскри суттєвою мірою залежить від процесів на поверхні металевих електродів. Умови довгого стримера $d \geq 20$ мм, приводять до створення плазми властивості якої не залежать від умов на електродах.

Розрядна система для реалізації довгого стримера (система–3) схематично зображена на рис.3. Для порівняння впливу матеріалу електрода на хімічні процеси в робочому розчині система була створена в двох модифікаціях: з рідинним – а) та металевим – б) опорним електродом. Рідинний опорний електрод складався з циліндричного кварцового ізолятора – 1.а), герметично введеного крізь силіконове ущільнення – 4 в нікелеву камеру для підведення струму – 2.а). Робочий розчин – 6 містився в скляній посудині конічної форми, що правила за робочий рідинний електрод – 7, яку герметично з'єднували із нікелевою камерою для підведення струму – 8 аналогічною до камери – 2. Опорний рідинний електрод заповнювали дистильованою водою – 3 а). Металевий опорний електрод – 1.б) розміщували в тефлоновому ізоляторі – 2 таким чином, щоб форма його робочої поверхні повторювала форму меніску рідинного електрода. Для пробного іскрового розряду між опорним та робочим електродами подавали серію високовольтних імпульсів напругою 75 кВ з частотою слідування 200 Гц. Плазмовий канал – 5 утворювався між поверхнею робочої рідини – 6, та поверхнею – 3, за

яку правив або меніск дистилату або робоча поверхня металевого електрода. Напруга пробного розряду на початку експозиції складала ~ 60 кВ. В процесі зміни хімічного складу під впливом плазми ця напруга зменшувалась в окремих випадках до 30 кВ. Середня енергія імпульсу становила ~ 200 мДж. Тривалість імпульсів дорівнювала 150 мкс.

На перший погляд, система з іскровим розрядом у повітряно-крапельному середовищі (рис.4.) випадає з наведеного ряду систем, оскільки в ній струм іскри протікає між металевими електродами. Однак є підстави вважати, що хімічні перетворення в рідинній фазі такої системи пов'язані не з іскровим розрядом між металевими електродами, а з довготривалим плазмовим процесом, який періодично збуджується в її об'ємі [14,15]. Згідно з матеріалами цих робіт, такий об'ємний процес може бути корельованою сукупністю іскрових розрядів між краплинами, які набувають різного заряду при взаємодії з плазмою основного розряду. Система з повітряно-крапельним середовищем (система – 4) складалась з кварцового корпусу циліндричної форми – 1. Основний розряд в системі пробивали між ізольованим кварцовою трубкою високовольтним електродом – 2, та заземленим електродом – 3. Повітряно-крапельне середовище – 4 створювали за допомогою ультразвукового розпилювача – 7. Розпилення робочого розчину – 5 здійснювали за допомогою ультразвукового фонтана – 6, який створювали дисковим п'єзоелектричним випромінювачем – 8. Частота ультразвукового поля становила 800 кГц, та акустична потуж-

ність ~ 60 Вт. Ультразвуковий розпилювач охолоджували проточною водою за допомогою оболонки – 9. Основний розряд живили серією імпульсів напругою 10 кВ, тривалістю 10 мкс та енергією $\sim 100 \div 200$ мДж. Інтервал часу між імпульсами був регульованим та становив $120 \div 400$ мс.

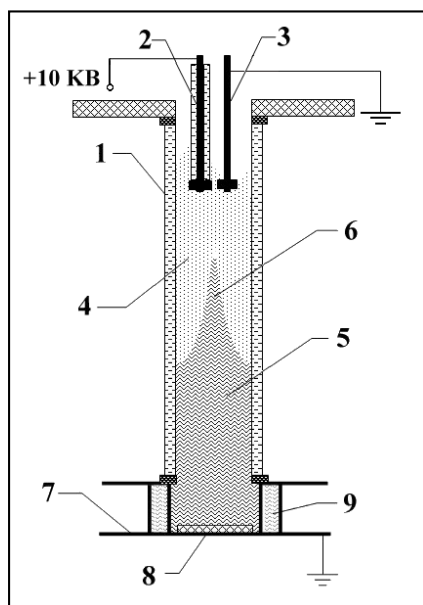


Рис. 4. Система з імпульсним розрядом в повітряно-крапельному середовищі.

1 – кварцова посудина, 2 – високоевольтний електрод в кварцовому ізоляторі, 3 – заземлений електрод, 4 – повітряно-крапельне середовище, 5 – робочий розчин, 6 – ультразвуковий фонтан, 7 – ультразвуковий розпилювач, 8 – п'єзoeлемент, 9 – оболонка охолодження.

В усіх розглянутих системах вимірювали параметри плазми та хімічний склад робочих розчинів, який змінювався внаслідок дії активних факторів плазми. Електрофізичні характеристики досліджуваних розрядів реєстрували прямими вимірюваннями за допомогою ємнісних високо-

вольтних датчиків та трансформаторів струму з використанням швидкісних цифрових осцилографів «MTX1052» виробництва Metrix та «Regol DS1102M». Параметри плазми реєстрували методами емісійної спектроскопії для чого використовували CCD-спектрометри «Solar T II» та «OceanOptics S2000». Реєстрацію хімічного складу робочих розчинів здійснювали методами спектрофотометрії, рідинно-газової хроматографії та газової хромато-мас-спектрометрії. Спектри поглинання реєстрували спектрометром «Solar T II». Якісний та кількісний хроматографічний аналіз здійснювали за допомогою газового хроматографа «Кристаллюкс 4000M» виробництва компанії МетаХром та хромато-мас-спектрометра «Clarus 600» виробництва компанії PerkinElmer.

Механізми плазово-хімічної деструкції CO₂ у водних розчинах

Найбільш розповсюджена гіпотеза щодо механізму протікання хімічних перетворень органічних речовин у водних розчинах під дією плазми базується на тому, що плазма є початальником хімічно-активних нестабільних реагентів, які й спричиняють малоймовірні за нормальних умов реакції деструкції стійких сполук.

З метою встановлення породжених плазмою реагентів проведені спектрофотометричні дослідження дистильованої води обробленої розрядом в системах 1 ÷ 4. Спектри поглинання розчинів зафіксовані для всіх систем, мали подібну форму та відрізнялись лише кількісними хара-

ктеристиками. Аналіз абсорбційних спектрів дає підстави стверджувати, що напрацьованими плазмою реагентами є пероксид водню, азотна та азотиста кислоти. Так, зображений на рис. 5 експериментально виміряний абсорбційний спектр та синтезований із спектрів стандартних розчинів пероксиду водню, азотної та азотистої кислот повністю співпадають. За законом Бугера – Ламберта – Бера ніяких додаткових речовин, крім перелічених, у дистильованій воді не напрацьовується.

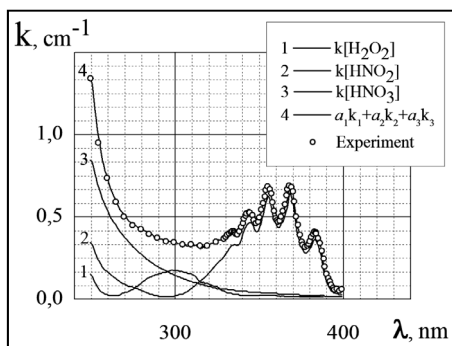


Рис. 5. Абсорбційний спектр водного дистилляту обробленого плазмою газового розряду в повітрі.

1 – спектр стандартного розчину пероксиду водню, 2 – спектр стандартного розчину азотистої кислоти, 3 – спектр стандартного розчину азотної кислоти, 4 – спектр обробленого дистилляту: суцільна крива – суперпозиція кривих 1 ÷ 3, точки – результат експерименту.

Фенільні сполуки, особливо ПХБ, є стійкими до хімічної руйнації кислотами і навіть більш сильними, ніж азотна та азотиста, проте при плазмовій обробці водних розчинів різних сполук, у тому числі і поліхлорбіфенілів, має місце часткове, а, в певних режимах, повне їх знищення. Цей факт свідчить про те, що збу-

дження деструктивних реакцій за участю фенільних груп у системах, що має швидше фізичну, ніж хімічну природу.

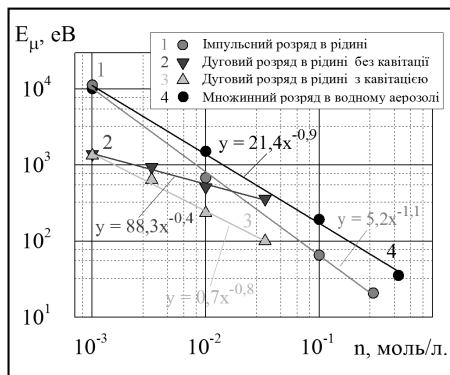


Рис. 6. Залежність енергії, витраченої на створення плазми, у відношенні до кількості зруйнованих молекул фенолу від концентрації розчину.

Крива 1 – імпульсний розряд в газовому каналі з рідинною стінкою; 2 – дуговий розряд в газовому каналі з рідинною стінкою без збудження кавітації; 3 – дуговий розряд в газовому каналі з рідинною стінкою із збудженням кавітації; 4 – довготривалий об'ємний плазмовий процес в повітряно-крапельному середовищі.

Для з'ясування реактивної ефективності плазмового знешкодження фенільних сполук проведено дослід по плазмовій обробці водних розчинів фенолу для систем 1, 2, 4. В результаті експерименту методами спектрофотометрії встановлено залежність концентрації залишків фенолу від часу експозиції розрядом. На основі виявлених залежностей та особливостей досліджених систем були побудовані в логарифмічному масштабі залежності енергії E_{μ} , витраченої на створення плазми відносно кількості зруйнованих молекул фенолу

та концентрації розчину (рис.6.). Сіра лінія з круглими сірими маркерами ілюструє відповідну залежність для системи–2. Чорна лінія з круглими чорними маркерами відноситься до системи–4. Сірі лінії з трикутними маркерами характеризують систему–1. Темно-сіра лінія з трикутними маркерами, орієнтованими верхівкою вниз, відповідає випадку з відсутністю кавітації в об'ємі робочого розчину. Світло-сіра лінія з трикутними маркерами, орієнтованими верхівкою вверх, відповідає випадку з наявністю кавітації в робочому об'ємі. Таке представлення результатів вимірювань дозволяють зробити висновок – чи процес деструкції відбувається внаслідок однієї елементарної реакції, чи в результаті каскадних ланцюгових реакцій. Якщо залежність в логарифмічному масштабі має вигляд прямої лінії, то це означає, що відповідна величина залежить від свого аргументу за ступеневим законом:

$$E_{\mu} = A n^{\alpha}, \text{ де } A, \alpha - \text{константи.}$$

Для наших залежностей у випадку, коли α приймає значення 1 та за умови виконання закону Арреніуса, хімічні реакції протікають у один акт взаємодії. Випадок, коли α відрізняється від 1, означає що відбувається протікання ланцюга каскадних хімічних реакцій або порушення закону Арреніуса. Останнє для рідини при кімнатній температурі за атмосферного тиску мало імовірно.

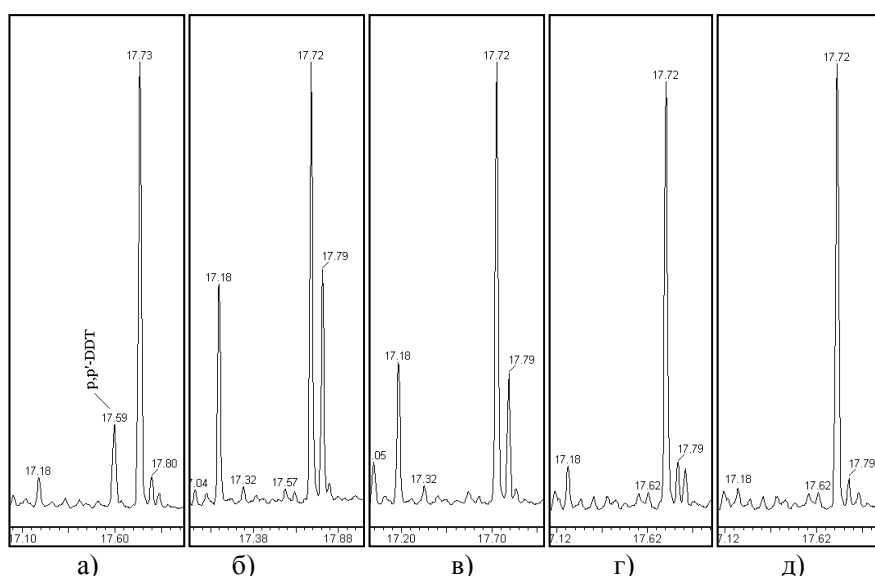
Аналіз отриманих залежностей дає підстави стверджувати, що використання саме іскрового розряду (криві – 1, 4. рис.6) може призвести до руйнації молекул фенолу в одноатомних реакціях. Більш того, в системі

4 при збільшенні концентрації до 20 моль/л енергія, витрачена на плазмово-хімічне руйнування однієї цільової молекули, змінює порядок енергії її дисоціації. Тобто, досягається максимально-можлива енергетична ефективність плазмово-хімічного знищення фенолу.

Використання дугового розряду, навпаки, спричиняє саме каскадні реакції (крива–2, рис.6). Той факт, що збудження в робочому розчині кавітації посилює ефект деструкції фенолу (крива –3 рис. 6.), також свідчить на користь гіпотези про фізичні механізми збудження деструктивних реакцій, оскільки кавітація не може створювати нові реагенти, а може лише забезпечувати збудження окремих внутрішніх ступенів свободи тих молекул, що вже існують у розчині. У системі 3 проведено дослід з знешкодження деяких з найбільш стійких та розповсюджених СОЗ, а саме тих речовин, що входять до списку хлорорганічних пестицидів, фунгіцидів та інсектицидів. Проведено обробку водних розчинів речовин р,р'-DDT, DDE та альдрін. Концентрація речовин в розчині становила ~ 1 мг/л. Використовували такі режими оброблення розчинів: позитивний і негативний потенціал на розчині для випадку рідинного опорного електрода (рис. 3а), та позитивний і негативний потенціал на розчині у випадку металевого опорного електрода (рис. 3б). Розчини обробляли імпульсно-періодичним розрядом з частотою 200 Гц протягом 60 хв. Хімічний склад органічних сполук у розчині до та після обробки встановлено методами рідинно-газової хроматографії та газової хромато-мас-спектрометрії. Результати

хімічного аналізу водних розчинів p,p' -DDT, оброблених імпульсно-періодичним високовольтним розрядом, показали повне знищення p,p' -DDT внаслідок такої обробки для всіх випробуваних режимів. Цей факт ілюструють відповідні хроматограми, наведені на рис.7. З наведених хроматограм видно, що пік, який відповідає p,p' -DDT (на хроматограмі це пік з часом утримання 17.59 хви-

лин), присутній лише на хроматограмі з необробленим розчином (рис.7 а). Інші хроматограми, що відповідають розчинам, обробленим плазмою, при використанні різного матеріалу опорного електрода та різної полярності потенціалу на робочому розчині, – відповідного хроматографічного піку не містять. Аналогічні результати були отримані також для DDE та альдрину.



вольтний гострий пік відповідає ємнісному режиму горіння розряду, трапецієвидний – індуктивному. Еволюція розрядного імпульсу полягала в зростанні крутизни Ξ_C заднього фронту «ємнісного» піку, та зменшенні кута нахилу Θ_L «плато» індуктивного режиму. Рис. 9 ілюструє залежність від часу експозиції цих показників форми імпульсу напруги на розряді. З результатів експерименту видно, що еволюція форми імпульсу переважно відбувається в перших 120 сек. експозиції робочого розчину плазмою. Порівняння кривих еволюції форми імпульсу для металевих та рідинних робочих електродів дають підстави вважати, що ця еволюція пов'язана із зміною електропровідності розчинів внаслідок зміни їх хімічного складу під дією плазми. Тобто, активні частки, породжені в плазмі, потрапляють у розчин і в основному визначають фізико-хімічний стан рідини. Одночасно фізико-хімічний стан рідини визначає умови пробою та особливості формування каналу розряду, що суттєво ускладнює досліджувану систему в порівнянні із класичним випадком металевих електродів.

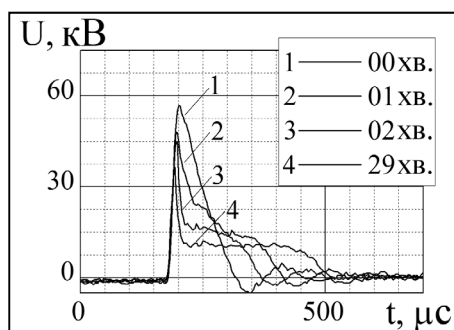


Рис. 8. Еволюція форми імпульсу напруги протягом експозиції розчину плазмою. Крива – 1 відповідає стану розчину на початку обробки, 2 – експозиції протягом 1 хв., 3 – 2 хв., 4 – 29 хв.

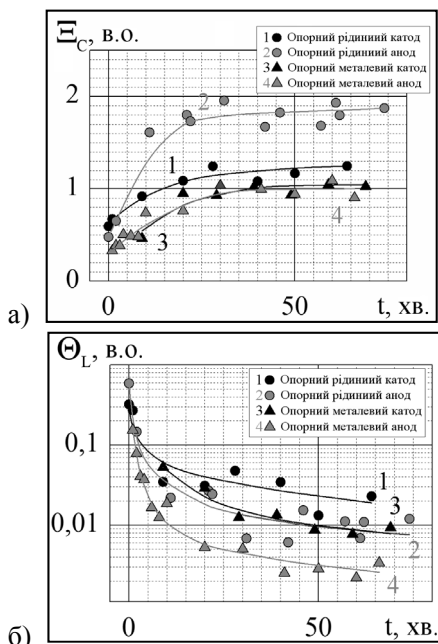


Рис. 9. Залежність крутизни Ξ_C заднього фронту високовольтного піку розрядного імпульсу – а) та кута нахилу Θ_L «плато» індуктивного режиму горіння розряду – б) для різних конфігурацій розрядної системи.

Круглі маркери відповідають рідинному опорному електроду, трикутні – металевому. Чорним кольором позначено випадок позитивного потенціалу на робочому розчині, сірим – негативного.

Кінетичну модель іскрового розряду між поверхнями рідини будували як розвиток класичної моделі довгого стримеру [16] за умови рідинних електродів. Кінцева мета моделювання полягала в обчисленні кількості частинок, що потрапляють у рідинну фазу з плазми за один високовольтний імпульс, розрахунку залежності відносної електропровідності від часу та порівнянні її з експериментально отриманими кривими. Згідно з [16], класична базова фізична модель довгого стримеру включає рівняння неперервності для електронів,

позитивних і негативних іонів різних сортів та електронно-збуджених молекул з урахуванням джерела фотоіонізації:

$$(n_e \vec{v}_e) = (k_i N + k_i^* n^*) n_e - (k'_a + k''_a N) N_{e-} n_e + (k_d N + k_d^* n^*) n_- - \beta_{ei} n_+ n_e + S_\phi \quad (1);$$

$$\frac{\partial n_+}{\partial t} + \nabla \cdot (n_+ \vec{v}_+) = (k_i N + k_i^* n^*) n_e - \beta_{ei} n_+ n_e - \beta_{ii} n_- n_+ + S_\phi \quad (2);$$

$$\frac{\partial n_-}{\partial t} + \nabla \cdot (n_- \vec{v}_-) = (k'_a + k''_a N) N_{e-} n_e - (k_d N + k_d^* n^*) n_- - \beta_{ii} n_- n_e \quad (3);$$

$$\frac{\partial n^*}{\partial t} = k^* N n_e - k_i^* n^* n_e - k_q N n^* \quad (4);$$

$$\vec{v}_k = \vec{v}_{др.k} - D_k \nabla (\ln(n_k)) \quad (5).$$

Де,
 N, n^*, n_e, n_+, n_- (скорочено: n_k) – концентрації нейтралів, збуджених молекул, електронів, позитивних та негативних іонів; відповідно, $\vec{v}_k, \vec{v}_{др.k}$ – швидкість та дрейфова швидкість k -ї компоненти плазми; D_k – коефіцієнт дифузії k -ї компоненти плазми; S_ϕ – джерело фотоіонізації; β_{ei}, β_{ii} – коефіцієнти електронно-іонної та іон-іонної рекомбінації.

Наводимо рівняння Пуассона для електричного поля:

$$\Delta \varphi = e \frac{n_e + n_+ - n_-}{\epsilon_0}, \quad E = -\nabla \varphi \quad (6).$$

Рівняння балансу енергії для газової температури:

$$c_v N \frac{\partial T}{\partial t} = \lambda_n j E + Q_{vT} + Q_{eT} \quad (7),$$

та релаксацийне рівняння:

$$\frac{\partial \mathbf{E}_v}{\partial t} = \lambda_v j E - Q_{vT},$$

$$Q_{vT} = \frac{\mathbf{E}_v - \mathbf{E}_v(T)}{\tau_v(T)} \quad (8).$$

Де j – густина струму; E – подовжене поле в каналі; c_v – теплоємність однієї молекули; λ_x – частина енергії, що пішла на збудження x -го внутрішнього ступеню свободи; Q_{vT}, Q_{eT} – внесок тепла від дезбудження коливних та електронних станів молекул; $\mathbf{E}_v(T)$ – рівноважна коливна енергія; $\lambda_{vT}(T)$ – час vT – релаксації.

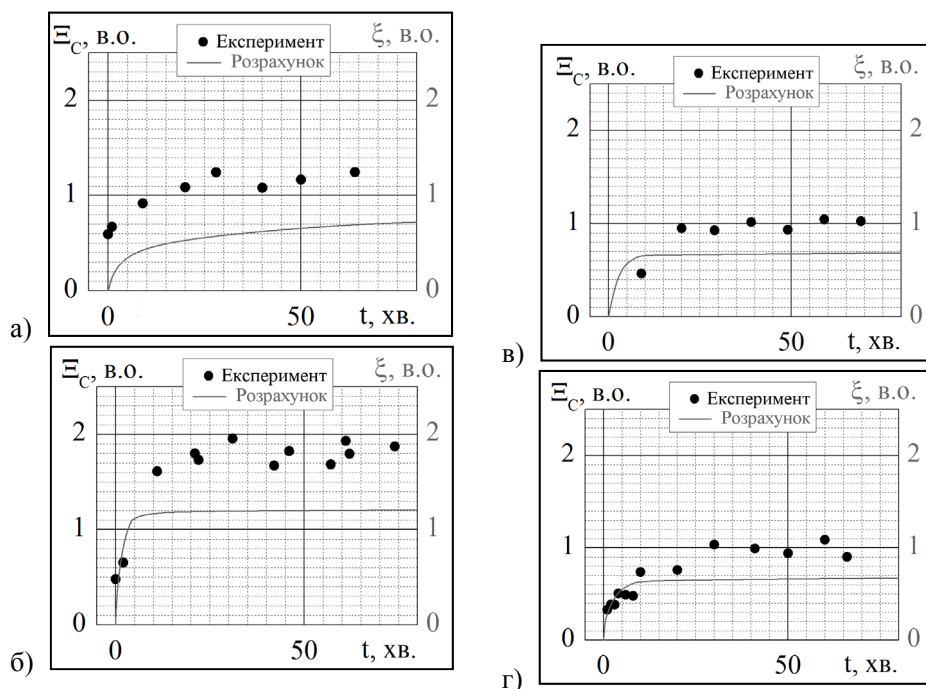


Рис. 10. Розрахункова залежність крутизни заднього фронту високовольтного піку розрядного імпульсу – ξ в порівнянні з експериментом – Ξ_c . Графіки а), б) – відносяться до випадку рідинного опорного електрода, графіки в), г) – металевому. Графіки а), в) ілюструють випадок позитивного потенціалу на розчні, б), г) – негативного. Суцільна сіра крива – розрахунок, чорна маркери – експеримент.

Розширення класичної моделі на випадок рідинних електродів полягає в нехтуванні поверхневими ефектами, зокрема, фотоemisією з поверхні. Джерелом фотоіонізації були лише ізотропні об'ємні процеси. Зникнення часток на поверхні рідини розглядали як поступову втрату кінетичної енергії частинок набутої в плазмі на непружні зіткнення з молекулами розчину. Для рідинної фази розглядали збудження всіх внутрішніх ступенів свободи та ударну дисоціацію молекул. Константи елементарних процесів здебільшого брали з бази NIST. Ті константи, яких бракувало в базі, розраховували з квантово-механічних принципів за допомогою відомого пакета Gaussian 09W. За пла-

змо-утворюючий газ обирали суміш повітря з молекулами води та виключали з розгляду процеси з атомарними іонами металу. У газовій фазі компонентний склад суміші вважали неоднорідним уздовж аксіальної осі системи. Аксіальні профілі концентрації молекул води та компонентів повітря обчислювали за аналітичною теорією [17], виходячи з умов тепло масопереносу крізь границю рідина-газ при дифузному випаровуванні.

Результати моделювання розряду показали, що поведінка електропровідності в часі якісно збігається з отриманими на експерименті залежностями Ξ_c та Θ_L . Цей факт ілюструють розраховані залежності крутизни ξ заднього

фронту високовольтного піку наближенням його форми за експоненціальним законом і зіставленням з виміряними в експерименті E_c (рис. 10). Виявлено різке зростання електропровідності у декілька разів у початкові моменти часу з подальшим виходом на насичення. Проте задовільного кількісного збігу ні за характером часу виходу на насичення, ні за рівнем зростання електропровідності запропонована модель не показала. Розрахований час виходу на насичення був втричі меншим від експериментального, а рівень наведеної електропровідності приблизно в 2 рази нижчим від отриманих на експерименті для всіх досліджуваних розчинів. Найкращий кількісний збіг результатів експерименту та розрахунку мав місце для дистильованої води. Розрахований характерний час в межах похибки експерименту збігався з експериментальним, а розрахований рівень насичення приблизно в 1,3 разів був нижчий від експериментального. Розбіжності розрахунків з експериментом можуть бути пояснені тим, що в моделі не було враховано, що продукти ударної дисоціації складних органічних молекул також є нестійкими і відбувається цілий ланцюг поступового розпаду складних фрагментів [18]. Останнє приводе до суттєвого збільшення електропровідності розчину, через генерацію в його об'ємі більшої кількості носіїв струму, ніж внаслідок обчисленої кількості актів ударної дисоціації.

Незважаючи на кількісні розбіжності з експериментом, порядок величин та характер залежностей запропонована модель описує задовільно, отже її результати разом з отриманими на експерименті можуть бути використані для висунення ро-

бочої гіпотези щодо механізму деструкції CO_3 у водних розчинах. Провідним механізмом впливу плазми на рідинну фазу, закладеним в модель, є ударна дисоціація молекул рідини внаслідок іон-молекулярних зіткнень на границі розділу фаз. На користь саме такого механізму говорить наведена сукупність експериментальних даних. Узагальненням окреслених результатів можуть бути такі положення:

- хімічна природа високоенергетичних частинок, які потрапляють в рідинну фазу з плазми, слабо впливає на швидкість та інтенсивність процесів деструкції високомолекулярних хлороорганічних сполук у водних розчинах і починається лише на складі кінцевих продуктів їх розпаду;
- характер процесів деструкції високомолекулярних хлороорганічних сполук у водних розчинах значно залежить від енергії часток плазми, що бомбардують поверхню рідини. Частки з енергіями в інтервалі $1\div 10$ eV переважно спричиняють каскадні хімічні реакції деструкції складних молекул частки з енергіями;
- якісна поведінка електрофізичних властивостей розчину хлороорганічних сполук, що перебував під дією плазми, отримана внаслідок числових розрахунків з використанням моделі, в якій прийнято, що основним процесом деструкції складних молекул є ударна дисоціація в іон-молекулярних зіткненнях, задовільною мірою збігається з експериментальними результатами.

Наведені положення дають підстави вважати гіпотезу, що ударна дисоціація

в іон-молекулярних зіткненнях є провідним механізмом знешкодження CO₂ у водних розчинах, найбільш достовірною. Проте створення надійної теорії на підставі висунутої гіпотези потребує подальшого накопичення експериментального матеріалу та уточнення теоретичних моделей.

Продукти плазово-хіміної деструкції p,p'-DDT у водних розчинах

Феноменологічними спостереженнями зафіксовано, що газозфазні продукти, які виділяються внаслідок обробки розчинів у певних режимах розряду, є горючою речовиною. У випадку позитивного потенціалу на розчині та рідинного опорного електрода спостерігали самозаймання газозваних продуктів хімічних реакцій,

що протікали в об'ємі розчину. Зона горіння була розташована на дні посудини, під шаром рідини біля металевої поверхні струмо-підвідної камери (8, рис.3).

Сучасні аналітичні методики встановлення та визначення кількісного вмісту речовин орієнтовані на апіорні дані щодо цільової речовини, яка підлягає аналізу. Оскільки якісний склад газозфазних продуктів реакцій деструкції CO₂ у проведених експериментах не відомий і є предметом встановлення, то для постановки експериментів з використанням аналітичних меток необхідно оцінити хімічний склад об'єктів аналізу альтернативними методами. Таким альтернативним методом було обрано моделювання хімічної кінетики в розчині, ґрунтоване на даних хроматографії та результатах моделювання розряду.

Таблиця 1. Продукти деструкції p,p'-DDT (C₁₄H₉Cl₅) під дією плазми високовольтного імпульсно-періодичного розряду. Темним кольором позначена наявність відповідної речовини.

Речовина	Вихідний розчин	Рідинний електрод		Металевий електрод	
		На розчині +	На розчині –	На розчині +	На розчині –
C ₁₀ H ₁₈ O ₂					
C ₂₂ H ₄₄					
C ₁₉ H ₃₄ O ₂					
C ₂₂ H ₄₂ O ₄					
C ₁₉ H ₃₈ O ₂					
C ₁₆ H ₃₄ O					
C ₂₇ H ₅₆					
C ₁₄ H ₉ Cl ₅					
C ₂₂ H ₄₂ O ₄					

Створення комп'ютерної моделі хімічної кінетики фактично зводиться до правильного вибору початкових реагентів, умов протікання процесів та визначення констант швидкостей обраних реакцій. Отже, розв'язання задачі щодо встановлення хімічного складу газозфазних продуктів плазової деструкції p,p'-

DDT у водному розчині проводили за допомогою пакета KinTek Global Kinetic Explorer V 4.0. Початковими умовами для протікання реакцій в розчині вважали ударну дисоціацію молекул води та p,p'-DDT частинками плазми, якісний склад та енергію яких брали з числових

розрахунків кінетики плазми для умов експерименту.

Імовірні продукти розкладу p,p' -DDT за даними хроматографії для кожного режиму наведено в таблиці 1.

За допомогою комп'ютерного симулятора здійснювали перевірку моделі для максимально можливого переліку хімічних реакцій. При цьому послідовно відкидалися реакції, що призводили до стаціонарного набору високомолекулярних сполук, який не збігався з результатами хроматографічних досліджень. Обчислені концентрації газофазних продуктів реакції давали кількісні оцінки складу горючої речовини, що утворювалась у результаті плазово-хімічної деструкції p,p' -DDT.

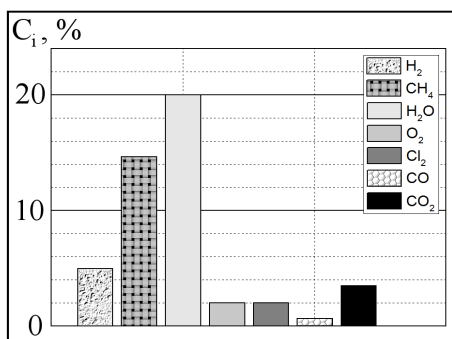


Рис. 11. Склад газофазних продуктів деструкції p,p' -DDT високовольтним іскровим розрядом за результатами моделювання. Текстурою виділені імовірні горючі компоненти.

Наведені експериментальні результати одержані за стаціонарних умов моделювання хімічних процесів у розчині. Обчислені концентрації газофазних продуктів реакції давали кількісні оцінки складу горючої речовини (рис.11.), що утворювалась в результаті плазово-хімічної деструкції p,p' -DDT. Отримані оцінки які-

сного та кількісного складу газофазних продуктів показали, що водень становить ~ 5% горючої суміші, чадний газ ~ 0.7%, етилен ~14.7%. Решта складових являла собою набір більш важких вуглеводнів, якісний склад яких є чутливим до обраної системи реакцій, і в умовах запропонованого підходу не може бути встановлений з достатнім ступенем достовірності.

Висновки

- Результати експерименту та розрахунків дають підстави вважати, що найбільш імовірний механізм плазово-хімічної деструкції стійких хлорорганічних забруднювачів у водних розчинах є пряме збудження дисоціативних коливних станів їх молекул в актах іон – молекулярних зіткнень. Для цього механізму більш доцільні високовольтні імпульсні розряди. Додатковим механізмом збудження таких станів може бути передача енергії збудження обертальних станів молекул води в множинних зіткненнях з молекулами забруднювача. Цей механізм більш притаманний дуговим розрядам.

- Методами газової хроматографії було доведено, що обробка водного розчину p,p' -DDT, DDE та альдріну плазмою високовольтного імпульсно-періодичного розряду призведе до їх повного розкладення. Газофазні продукти цього розкладання є сумішшю горючих речовин і можуть бути використані в технологіях створення штучних палив.

- У результаті комп'ютерної симуляції імовірних хімічних процесів, що протікають у водному розчині p,p' -DDT, було визначено

оцінку якісного та кількісного складу газофазних продуктів його деструкції. Оцінки показали, що водень ста-

новить ~ 5% горючої суміші, чадний газ ~ 0,7%, етилен ~14,7%.

Література

1. Convention on Long-Range Trans-boundary Air Pollution, Geneva, 1979.
2. The 1998 Aarhus Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs).
3. Basel Convention on the Control of Transboundary Movement of Hazardous Wastes and their Disposal, Basel, 1989.
4. Rotterdam Convention on the Prior Informed Consent Procedure for Certain Hazardous Chemicals and Pesticides in International Trade, Rotterdam, 1998.
5. Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях. Стокгольм, 2001. (Стокгольмская конвенция про стійкі органічні забруднювачі. СПД "Вальд", Київ).
6. Donnelly J.R., Dupuy E.A., McDaniel D.D. et al// Chlorinated dioxins and dibenzofurans in the total environment/Eds. L.H.Keith, C.Rappe, G.Choudhary. Stoneham. MA:Butterworth Publ., 1985. P.339.
7. В.Г. Петров Исследование термодинамики реакций полибромированных дибензо-п-диоксинов и дибензофуранов в установках по сжиганию отходов // Вестник удмуртского университета 2013. вып. 1 физика. химия с.22.
8. Касимов А.М., Семенов В.Т., Щербань Н.Г., Мясоєдов В.В. Современные проблемы и решения в системе управления опасными отходами. - Харьков: ХНАГХ, 2008. - 510 с.
9. Присяжневич И.В., Шаповал В.А., Юхименко В.В., Черняк В.Я., Ольшевський С.В., Трохимчук А.К., Кухта Б.Н. Токсичность водных растворов после плазменной обработки // Тезисы докладов международной научно-практической конференции "Энергоэффективность" 15-17 октября 2007 г., Киев, Украина, стр. 94-95.
10. Sergij Olszewski, Valeriy Chernyak, Evgen Martysh, Oleg Nedybalyuk, Vitalij Yukhymenko, Sergij Sidoruk, Iryna Prisyazhnevich, Olena Solomenko PLASMA ASSISTED DISTRUCTION OF ORGANIC MOLECULS IN DYNAMIC PLASMA-LIQUID SYSTEMS // 7th International Conference "Electromagnetic Devices and Processes in Environment Protection" ELMECO- 7, September 28 - 30, 2011, Nałęczów, Poland - P.17-18(Contributed Papers).
11. Полак Л.С. Неравновесная химическая кинетика и ее применение. М., "Наука", 1979. – 248 с.
12. S.V. Olszewsky, O.V. Solomenko, V.Ya. Chernyak, N.V. Belenok Influence Of ultrasonic radiation on the properties of plasma in a gas discharge immersed in a liquid. //ISSN 2071-0186. Ukr. J. Phys. 2010. Vol. 55, No. 10, p.1089.
13. Лозанский Э.Д., Фирсов О.Б. Теория искры. М., Атомиздат, 1975, 272 с.
14. Serge Olszewski, Waldemar Wójcik Simulation of long-lived plasma process, created by the impulse discharge in droplet environment// IAPGOŚ 4a/2012 p.42.
15. Serge Olszewski, Tamara Lisitchenko, Vitalij Yukhymenko Long-lived plasma process, created by impulse discharge in micro-disperse droplet environment.//Acta Polytechnica 53(2):213–218, 2013
16. БАЗЕЛЯН Э.М. РАЙЗЕР Ю.П. Искровой разряд: Учеб. пособие: Для вузов. М.:Изд-во МФТИ.– 1997.–320 с.
17. В. В.Кузнецов Условия переноса тепла и массы на границе раздела жидкость-газ при диффузионном испарении //Journal of Siberian Federal University. Mathematics & Physics 2010, 3(2), 216-227с.
18. Зенкевич И.Г., Иоффе Б.В. Интерпретация масс-спектров органических соединений.– Л.: Химия.– 1986.–176 с.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ ПРОЦЕССА УМЯГЧЕНИЯ ВОДЫ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ИОНООБМЕННОГО ЦЕОЛИТНОГО ФИЛЬТРА КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2

Столяренко Г.С.¹, Костыгин В.А.¹, Ващенко В.Н.²

¹Черкасский государственный технологический университет,
бул.Шевченко, 460, 18006, г.Черкассы,
e-mail: kostygin558@mail.ru;

² Государственная экологическая академия
последипломного образования и управления,
ул. Митрополита Василия Липковского, 35, 03035, г.Киев,
daniilko@mail.ru

Приведены результаты экспериментальных исследований лабораторной установки фильтра КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2 непрерывного проточного действия с подвижным слоем, который обеспечивает одновременное проведение двух процессов: противоточной сорбции ионов и регенерации сорбента. *Ключевые слова:* вода, мягкость, ионообменный фильтр, сорбция.

Результати досліджень процесу пом'якшення води з використанням іонообмінного фільтру цеоліту Костоло-Іон-ЦЕОЛІТ-100-2. Столяренко Г.С., Костигін В.О., Ващенко В.М. Наведено результати експериментальних досліджень лабораторної установки фільтру КОСТОЛ-ІОН-ЦЕОЛІТ-100-2 безперервної протиточної дії з рухомих шаром що забезпечує одночасно проведення двох процесів: процесу протиточної сорбції іонів та процесу регенерації сорбенту. *Ключові слова:* вода, м'якість, іонообмінний фільтр, сорбція.

The results of research on water softener using the ion exchange zeolite filter Bonecrusher-ION-Zeolite-100-2. Stoliarenko G., Kostyghin V., Vashchenko V. Presents results of experimental research of laboratory water filter KOSTOL-ION-ZEOLITE-100-2 of continuous operation with moving layer that provides for simultaneous implementation of two processes: the countercurrent ion absorption and absorbent regeneration. *Keywords:* water, soft, ion exchanger, sorption.

Требования сегодняшнего дня к развитию науки и техники предусматривает внедрение в практику конструкций и технологий, обладающих технико-экономическими параметрами, обеспечивающими минимизацию энергетических и материальных затрат, с высокой степенью автоматизации и высокую надежность в ра-

боте. В ранее опубликованных работах [1-4] приведены результаты исследований лабораторной модели ионообменного реактора беспрерывного действия КОСТОЛ-1, КОСТОЛ-2, и полупромышленной установки КОСТОЛ-3. Сорбентом этих установок служит катионит КУ-2-8. С точки зрения токсикологической безопа-

ности полученной очищенной воды на подобных установках имеются определенные проблемы. Несмотря на то что для пищевых целей используется специально очищенная смола (например КУ-2-8чс), все равно катионит содержит в себе мономеры дивинилбензола и стирола, а при старении зерен катионита происходит частичное разрушение пространственной сетки сополимера дивинилбензола и стирола, что приводит к вымыванию получаемых олигомеров сополимера в очищаемую воду. В работе [5] приводятся результаты многочисленных исследований негативного воздействия синтетических ионообменных материалов на качество очищаемых пищевых продуктов. Существует целый класс природных ионообменных сорбентов.

Наиболее известны и широко используются цеолиты различных месторождений и различных кристаллических форм. На Украине наиболее доступным и дешевым является цеолит закарпатского месторождения (форма клиноптилолита). Этот цеолит характеризуется высокими токсикологическими свойствами, безопасен для человека и может использоваться для нужд водоподготовки в пищевых целях. Полная обменная емкость клиноптилолита равняется величине 2мг-экв/г и более. Другая важная сорбционная характеристика - динамическая обменная ёмкость, которая сильно зависит от гидродинамических условий сорбционного процесса и обычно значительно хуже классических синтетических сорбентов с дивинилбензолом и стиролом в основе. Это приводит к низкой эффективности использования цеолитов по сравнению с вышеуказанными со-

рбентами. Основная проблема при использовании цеолитов это низкая скорость диффузии сорбируемого иона во внутрь зерна цеолита, т. е. цеолит работает в кинетическом режиме. Исследуемые нами самопромывные ионообменные фильтры непрерывного действия работают преимущественно в кинетическом режиме, поэтому их целесообразно использовать в качестве сорбента в аппаратах клиноптилолит.

Практически актуальной является оптимизация процесса удаления солей жесткости из питательной воды, идущей на нужды энергетического хозяйства, с использованием ионообменных материалов. Обычная технологическая задача - снизить содержание солей жесткости с 10-15мг-экв/дм³ до 0,1-0,01мг-экв/дм³[6]. Ионообменный аппарат типовой конструкции представляет собой чаще всего цилиндрический сосуд, имеющий систему подачи очищаемой воды и регенерирующего раствора. Он содержит в себе стационарный слой адсорбента (ионообменной смолы), через который движется очищаемая жидкость. Главным недостатком процесса сорбции ионов в таком аппарате является образование в стационарном слое смолы так называемых паразитных каналов, по которым технологическая жидкость продвигается с наименьшими гидравлическими потерями. Это приводит к преждевременному проскоку ионов, что обуславливает необходимость более ранней регенерации ионообменной смолы, что, в свою очередь, вызывает дополнительный расход простой аппарата и перерасход регенерирующего реагента. Вторым важным недостатком этой техноло-

гии является то, что взвешенные вещества, присутствующие в исходной технологической жидкости, попадая в смолу, загрязняют фильтрующий слой, что приводит к увеличению гидравлического сопротивления и нарушению процессов сорбции – десорбции.

Цель исследования – изучение процесса умягчения воды на базе лабораторной модели ионообменного реактора непрерывного действия КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2, в котором в качестве сорбента используется клоноптилолит закарпатского месторождения (Украина) и определяются возможности его практического использования для умягчения воды.

В работе представлен экспериментальный материал, полученный на протяжении 2-х месяцев 2014 г. в г.Черкассы на базе лабораторной модели ионообменного реактора непрерывного действия КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2 и приведены наиболее характерные экспериментальные данные.

Принцип работы ионообменного фильтра

Принципиальная схема устройства ионообменного фильтра показана на рис.1, внешний вид установки КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2 представлен на рис.2.

Технологическая жидкость, которая подлежит очистке, через входной патрубок 12 поступает в распределительный коллектор 5, затем в верхний рабочий слой сорбента 4, где происходит сорбция ионов жесткости ионообменным материалом. Рабочий слой сорбента 4 движется навстречу движению технологической жидкости,

так как из лабиринтного канала 3 регенерированный сорбент падает сверху на рабочий слой сорбента. Отработанный сорбент поступает в зону регенерации сорбента 16.

Очищенная от солей жесткости вода через сливной патрубок 15 поступает по назначению. Через входной патрубок 11 подается регенерирующий раствор, который через распределительный коллектор 6 поступает в зону регенерации. Отрегенерированный сорбент с помощью эрлифта 19 поступает в дренажный стакан 13. Жидкость, содержащая десорбированные ионы и механические примеси через дренажные патрубки 9,10 сбрасывается в канализацию. Сетка дренажного стакана 14 служит для разделения механических примесей и раствора содержащего десорбированные ионы жесткости.

Обезвоженная масса сорбента пересыпается через край дренажного стакана 13 и падает вниз в лабиринтный канал 3, а поскольку уровень жидкости в промывном узле ниже уровня жидкости в корпусе фильтра, то осуществляется сорбент промывается очищенной жидкостью. Полученная дренажная жидкость сбрасывается через дренажный патрубок 11.

Разница уровней создается с помощью патрубков 9,10,11. Таким образом, реализуется противоточный процесс промывки регенерированного сорбента в лабиринтном канале 3 и сорбент поступает в верхнюю часть рабочего слоя сорбента. Так происходит одновременная противоточная сорбция ионов жесткости из технологической жидкости и регенерация сорбента и удаление механических примесей из подаваемой технологической жидкости.

Характеристики фильтра КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100- 2 и условия проведения эксперимента

Основные геометрические размеры фильтра КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2: общая высота – 1,2 м, внутренний диаметр корпуса – 0,145 м, высота рабочего слоя сорбента – 0,50 м.

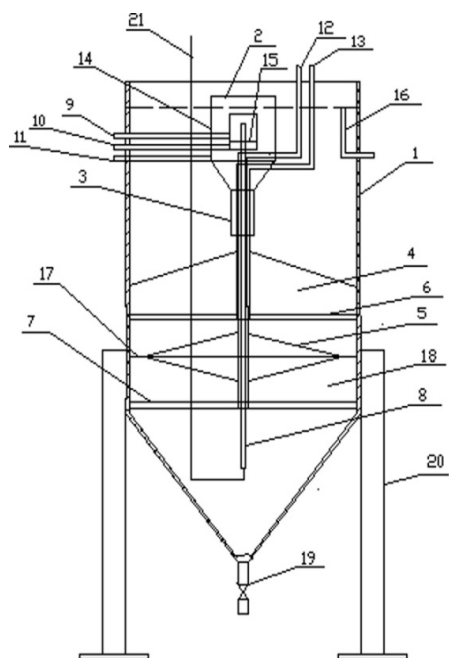


Рис.1. Схема устройства ионообменного фильтра

Для очистки воды на КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2 использовался свежий закарпатский (Украина) цеолит (форма клиноптилолит), специально отсеянная фракция 1-2мм. В качестве регенерирующего раствора использовался насыщенный раствор технического хлорида натрия. Общий расход до 4,8 дм³/час.



Рис.2. Внешний вид установки «КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2»

Жесткость входной воды (использовалась водопроводная вода, г.Черкасы) составляла 3,4–4,0 мг-экв/дм³. Общий максимальный расход подаваемой воды на фильтр составлял 170 дм³/час, т.е. 90 дм³/час – по очищенной воде и 80 дм³/час – производительность по дренажной воде. Производительность эрлифта

сорбента 200 мл/мин, температура водопроводной воды 15°С.

В процессе исследований для определения общей жесткости был использован стандартный комплексометрический метод, основанный на использовании трилона Б. Полная обменная емкость клиноптилолита составляла 510 мг-экв/кг.

Было проведено несколько серий экспериментов. В таблице 1 пред-

ставлены наиболее характерные результаты.

Таблица 1. Результаты очистки технологической воды на установке КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2 от времени подачи регенерирующего раствора (на восстановление смолы), серия экспериментов МЗ

№ п/п	Общий расход воды, дм ³ /час	Расход очищенной воды, дм ³ /час	Жесткость входной воды, Ж _О , мг – экв/дм ³	Жесткость очищенной воды, Ж _{Оч} , мг - экв/дм ³	Время очистки, час
1	170	90	3,4	3,4	0
2	170	90	3,4	2,5	2,2
3	170	90	3,4	2,0	3,8
4	170	90	3,4	1,9	4,3

На рисунке 3 графически представлена зависимость изменения концентрации очищенной воды от времени

и на рисунке 4 – эта же зависимость, но ось ординат показана в логарифмическом измерении.

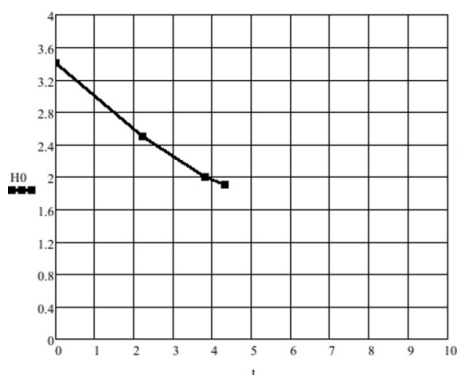


Рис.3. Изменение концентрации жесткости очищенной воды H_0 (мг-экв/час) на фильтре КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2 от времени t (час), экспериментальная кривая.

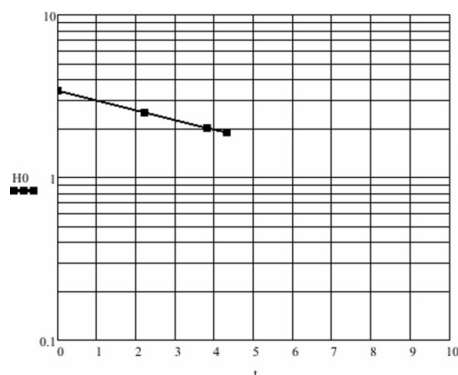


Рис.4. Изменение концентрации жесткости очищенной воды H_0 (мг-экв/час) на фильтре КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2 от времени t (час), экспериментальная кривая, логарифмическая шкала оси ординат.

Анализ экспериментальных данных

Анализ рисунков 3 и 4 даёт основание предположить, что зависимость изменения концентрации солей жесткости в очищенной воде есть ниспадающая экспонента. Нами мо-

жет быть предложена следующая эмпирическая зависимость:

$$H_0 = (H_{00} - H_{0k}) e^{-\beta t} + H_{0k}, \quad (1)$$

где H_0 – жесткость на выходе из фильтра (мг-экв/дм³); H_{00} – жесткость на входе в фильтр (мг-экв/дм³); H_{0k} – установившаяся (предельная) жесткость на выходе из фильтра (мг-экв/дм³); β – коэффициент, зависящий от скорости фильтрации, высоты фи-

льтрующего слоя, обменной емкости сорбента, производительности эрлифта (1/с); t - время (с).

Процедура вывода формулы (1):

Дано: имеется однокорпусной цилиндрический ионообменный фильтр непрерывного действия; концентрация солей жесткости - $C_f(t)$; сечение фильтра - S_f ; высота фильтрующего слоя - $l_{\text{сорб.слой}}$; константа пропорциональности, характеризующая процесс сорбции - $k^*_{\text{сорб}}$; производительность фильтра Q_f ; коэффициент пропорциональности $\beta^* = k^*_{\text{сорб}} l_{\text{сорб.слой}} S_f / Q_f$; свободный объем внутри фильтра, включая объем между зернами сорбента : V_0 ; объемная скорость дренажа: $Q_{\text{перел}}$; объемная скорость очищенной воды: $Q_{\text{очист}}$, $q = (Q_{\text{очист}} + Q_{\text{перел}}) / \Delta t$; начальная концентрация солей жесткости на входе в фильтр: C_{f0} ; удельная скорость поступления солей жесткости в фильтр: m^* .

Найти: 1. Функцию изменения концентрации солей жесткости в очищенной воде $C_f(t)$ от времени; 2. Установившуюся концентрацию солей жесткости $C_{f\text{пред}}$.

Решение:

- $\Delta m / \beta^* = -\Delta V C_f(t) + \Delta m^*$;
- $\Delta m / \beta^* V_0 = -\Delta V C_f(t) / V_0 + \Delta m^* / V_0$;
- $\Delta m / \beta^* V_0 dt = -\Delta V C_f(t) / V_0 dt + \Delta m^* / V_0 dt$;
- $(1/\beta^*) dC_f(t) = -\Delta V C_f(t) dt / V_0 dt + \Delta m^* dt / V_0 dt$;
- $(1/\beta^*) dC_f(t) = -q C_f(t) dt / V_0 + m^* dt / V_0$;
- $(1/\beta^*) dC_f(t) = (-q C_f(t) / V_0 + m^* / V_0) dt$;
- $dC_f(t) / (-q \beta^* C_f(t) / V_0 + \beta^* m^* / V_0) = dt$;
- $(-V_0/q \beta^*) d(-q \beta^* / V_0 C_f(t) + \beta^* m^* / V_0) = dt$;
- $-V_0/q \beta^* \ln(-q \beta^* / V_0 C_f(t) + \beta^* m^* / V_0) = t + \ln C^*$
- $-V_0/q \beta^* \ln[(-q \beta^* / V_0 C_f(t) + \beta^* m^* / V_0) / C^*] = t$;

- $\ln[(-q \beta^* / V_0 C_f(t) + \beta^* m^* / V_0) / C^*] = - (q \beta^* / V_0) t$;
- $(-q \beta^* / V_0 C_f(t) / C^* + (\beta^* m^* / V_0) / C^* = \exp \{-(q \beta^* / V_0) t\}$;
- $C_f(t) = (m^* / q) - (V_0 C^* / (q \beta^*)) \exp \{-(q \beta^* / V_0) t\}$;
- $C_{f0}(0) = (m^* / q) - (V_0 C^* / (q \beta^*))$,
обозначаем $C_{f0}(0) = C_{f0}$;
- $C^* = [(m^* / q) - C_{f0}] (q \beta^* / V_0)$;
 $C_f(t) = (m^* / q) - [(m^* / q) - C_{f0}] \exp \{-(q \beta^* / V_0) t\}$. (2)

Принимая во внимание, что $m^* / q = C_{f\text{пред}}$ и $q \beta^* / V_0 = \beta$ формула (3.2.1) приобретает вид:

$$C_f(t) = (C_{f0} - C_{f\text{пред}}) \exp -\beta t + C_{f\text{пред}}. \quad (3)$$

С учетом того, что $\beta = q k^*_{\text{сорб}} l_{\text{сорб.слой}} S_f / (Q_f V_0)$ принимаем $k_{\text{сорб}} = q k^*_{\text{сорб}} / V_0$ и получаем $\beta = k_{\text{сорб}} l_{\text{сорб.слой}} S_f / Q_f$.

Запишем формулу (3.2.2) в общепринятых обозначениях концентраций солей жесткости

$$H_0(t) = (H_{00} - H_{0K}) e^{-\beta t} + H_{0K}$$

Установившаяся (предельная) жесткость на выходе из фильтра определяется выражением:

$$H_{0K} = (H_{00} Q_f - q_e E_C) / Q_f,$$

где q_e - объемная производительность эрлифта (дм³/с); E_C - удельная объемная емкость сорбента (мг-экв/дм³); Q_f - производительность фильтра (дм³/с).

Условием получения предельной концентрации, равной нулю, является соблюдение равенства:

$$H_{00} Q_f \leq q_e E_C. \quad (6)$$

Коэффициент β определяется выражением:

$$\beta = k_{\text{сорб}} l_{\text{сорб.слой}} S_f / Q_f, \quad (7)$$

где $k_{\text{сорб}}$ - коэффициент пропорциональности; $l_{\text{сорб.слой}}$ - толщина сорбционного слоя (дм); S_f - площадь сечения фильтра (дм²); Q_f - производительность фильтра (дм³/с).

Для нашего случая выполняется условие (6), т.е. предельное значение равняется нулю. Вычислив тангенс угла наклона кривой представленной на рисунке 3, находим $\beta = 0,135\text{с}^{-1}$, (а $k_{\text{сorb}} = 0,0077\text{с}^{-2}$) т.е. формула (1) для нашего случая выглядит следующим образом:

$$H_0 = 3,4 e^{-0,135t} \quad (8)$$

На рисунке 5 приведена теоретическая кривая, рассчитанная по формуле (8).

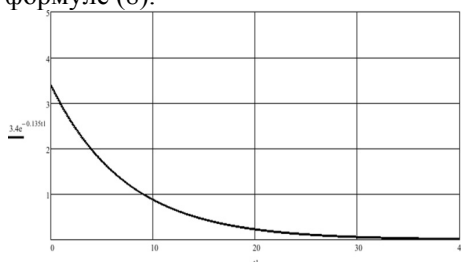


Рис.5. Изменение концентрации жесткости очищенной воды H_0 (мг-экв/час) на фильтре КОСТОЛ-ИОН-ЦЕОЛИТ-100-2 от времени t (час), теоретическая кривая

Приведенные результаты свидетельствуют о практической возможности использования закарпатского цеолита (форма клиноптилолит) для умягчения воды до очень низких значений концентрации солей жесткости. При этом производится вода, которая совершенно безопасна в токсикологическом отношении.

Преимущества фильтрации на фильтре непрерывного действия позволяет реализовать использование всей обменной емкости цеолита; устранить нежелательные паразитные каналы, которые обычно образуются в неподвижном слое сорбента и через которые происходит прорыв адсорбируемых ионов; непрерывно удалять механические примеси, присутствующие в очищаемой воде, кото-

рые обычно загрязняют фильтрующий слой в фильтре периодического действия, что и приводит к увеличению гидравлических сопротивлений; обеспечить лучшую сорбцию плохо сорбируемых ионов (например, натрия) которые обычно проходят сначала через фильтрующий слой (при расширении диффузионных пиков в неподвижном слое сорбента), что в конечном виде усложняет всю технологическую схему и особенно актуально в линиях получения глубокообесоленной воды; подвижный слой сорбента обеспечивает минимальное потребление реагента (близкое к стехиометрическому).

Выводы

На основании изложенного можно сделать следующие выводы:

- предложенная конструкция ионообменного цеолитного фильтра позволяет получить умягченную воду с остаточной жесткостью не более $0,1 \text{ мг-экв/дм}^3$, обеспечив при этом одновременную сорбцию ионов жесткости и процесса регенерации цеолита;
- возможность использовать всю обменную емкость цеолита;
- устранить в подвижном слое сорбента образование нежелательных паразитных каналов, через которые происходит прорыв адсорбируемых ионов;
- удалить механические примеси, присутствующие в очищаемой воде при постоянной промывке цеолита в лабиринтном канале, что устраняет их накопление в слое цеолита и приводит к уменьшению и стабилизации гидравлических сопротивлений;

- фиксировать дозировку регенерирующего раствора, что позволяет минимизировать количество реагента;
- концентрировать ценные компоненты из сточных вод, рассолов, шахтных и морских вод.
- использовать устройство для обработки питьевой воды, соков, молока и других биологических жидкостей и лекарственных растворов.

Литература

1. Костыгин В.А. Исследование процесса умягчения воды с использованием реактора непрерывного действия/ В.А. Костыгин, Т.О. Задвирнюк, М.В. Гордиенко, Г.С. Столяренко //Вісник ЧДТУ .-2006, №1.– С.153-159.
2. Костыгин В.А. Исследование процесса умягчения воды с использованием реактора непрерывного действия. Сообщение 2/ В.А. Костыгин // Вісник ЧДТУ. -2006, №4.– С.169-176.
3. Костыгин В.А, Столяренко Г.С. Расчет изотермы сорбции ионообменной смолы КУ-2-8 и его интерпретация к процессу сорбции в ионообменном фильтре непрерывного действия./ В.А. Костыгин, Г.С. Столяренко // Вестник ЧГТУ.-2009, №2.– С.95-96.
4. Костыгин В.А., Очистка скважинной воды с помощью самопромывного цеолитного фильтра / В.А. Костыгин, Г.С. Столяренко, Д.В. Каптоновский, С.В.Овчаренко, Т.П.Проценко// Вестник ЧГТУ. -2008, №4.– С.42-44.
5. Омелянц Н.Н. Гигиена применения ионообменных смол в водоснабжении.-Киев, издательство «Здоровья».- 1979.-101с.
6. Шкроб М.С., Вихрев В.Ф.Водоподготовка. – М.: Л., издательство «Энергия», 1966. - 416 с.

ХАРАКТЕРИСТИКА САПРОПЕЛЕЙ ТА ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ЇХ ВИДОБУТКУ

Івашченко Т.Г., Новосельська Л.П.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул.Митрополита Василя Липківського,35, 03035, м. Київ
emaa@bk.ru

В статті обґрунтована необхідність державної екологічної, технічної та економічної експертизи проектних рішень на видобуток сапропелю та на отримання з них товарної продукції. *Ключові слова:* важкі метали, радіонукліди, екологічно безпечне зберігання та утилізація сапропелю, екологічний аудит місцевост зародження сапропелей.

Характеристика сапропелей и экологическая безопасность их добытия. Ивашченко Т.Г., Новосельская Л.П. В статье обоснована необходимость государственной экологической, технической и экономической экспертизы проектных решений на добычу сапропеля и на получение из них товарной продукции. *Ключевые слова:* тяжелые металлы, радионуклиды, экологически безопасное хранение и утилизация сапропеля, экологический аудит местности зарождения сапропелей.

Characteristics of sapropel and environmental safety getting them. Ivashchenko T., Novoselskaya L. The paper substantiates the necessity of state environmental, technical and economic expertise of design decisions on the extraction of sapropel and to receive from them marketable products. *Keywords:* heavy metals, radionuclides, environmentally safe storage and disposal of sapropel, environmental auditing areas of origin sapropel.

Термін "сапропель" ("гнилий мул") запропонований Лаутенбергом у 1901р. і незалежно від нього Г. Потон'є в 1904р. Сапропель є відновлювальним ресурсом і унікальною органічною сировиною, характерною виключно для прісних водойм. Процеси накопичення сапропелей продовжується і для багатьох водойм носить прогресуючий характер.

Сапропель (рос. *сапропель*, англ. *sapropel*, нім. *Sapropel*, *Faulschlamm*, *Gyttija*) – органічні мули, відклади прісних континентальних водоймищ, що містять понад 15% (мас.) органічних речовин. При меншому вмісті органічних речовин відклади відносять до мінеральних мулів, при висиханні

тверді і не піддаються розмочуванню.

Прогнозні запаси сапропелей в Україні оцінюють майже у 100 млн тонн. Гумусові кислоти в сапропелі - від 6,7 до 71,2% на органічну речовину. Більшу половину їх становлять гумінові кислоти. Сапропелі відрізняються відносно низьким вмістом бігумів і лише в окремих з них він сягає 6,0-8,4% на органічну речовину. Хімічний склад і особливості властивостей сапропеля різних родовищ істотно різняться і визначаються умовами його формування, а також різноманітністю рослинного та тваринного світу озер. Сапропель складається з решток організмів, що населяли товщу води (фітопланктон і

зоопланктон) і її поверхню, вищих водних рослин (макрофітів) і продуктів їх розпаду в анаеробних умовах, а також розчинених речовин і мінеральних часток. До складу органічних речовин сапропелей входять:

- залишки рослинних і тваринних організмів різного ступеня розкладу;
- мономерні сполуки - продукти гідролізу біополімерів;
- продукти життєдіяльності мікроорганізмів, вітаміни та біологічно активні речовини;
- полімерні сполуки, що утворилися в процесі біотичної і абіотичної деструкції та синтезу органічних речовин.

За елементами склад органічної маси сапропелю становить(%): С 53-60; О 30-36; Н 6-8; S 1,5-3; N до 6. Органічна частина сапропелю містить від 3 до 11% бітумів, до 40% гумінових та ін. речовин. Гумінові кислоти сапропелів являють собою сполуки з високою часткою аліфатичних фрагментів, малим ступенем бензойності. В складі периферичних аліфатичних структур присутні як гідролізовані (амінокислоти та вуглеводи), так і негідролізовані сполуки, які складаються із прямих або розгалужених вуглеводневих ланцюгів.

Дослідженнями [5] встановлено, що відмінність гумінових кислот сапропелів від ґрунту полягає в тому, що азот в них знаходиться в легкодоступній формі (60-80%), а біохімічно стійких фракцій в 3 рази менше. Крім того, вони відновлені, а у існуючого взаємозв'язку між біологічною дією гумінових кислот і їх окислювально-відновним станом більш відновленні володіють і більш ефективною стимулюючою дією на фотосинтез рос-

лини. Головна відмінність гумінових кислот сапропелів від гумінових кислот торфу полягає в тому, що основна частина їх молекул (понад 90%) – це гідролізований вуглеводнево-поліпептидний комплекс у поєднанні з сполуками жирного ряду при дуже малому вмісті ароматичних структурних одиниць. Різниця в складі гумінових кислот сапропелю і торфу пояснюється особливою структурою вихідного матеріалу сапропелю (фіто- і зоопланктон), який містить мало лігніну і значну кількість пірольних структур, а також уповільненим характером гуміфікації в підводних умовах через низький вміст кисню і слабку мікробіологічну активність.

Вміст азоту у сапропелі знаходиться в інтервалі від 0,4 до 4,5% на суху речовину (до 6% – на органічну). Валовий вміст фосфору становить 0,1-4,6% (в середньому 0,28-1,37%), який в основному входить до складу фосфатів кальцію і заліза. Вміст калію - 0,1-3,2% (в середньому 0,3-1,1%) на суху речовину.

У сапропелі виявлено біологічно активні речовини, зокрема, вітамін В₁₂, вітаміни групи В₆, в тому числі тіамін В, рибофлавін В₂, пантотенова кислота В₃, піридоксин В₆, фолієва кислота В₉, вітаміни Е, С, Д, Р та каротиноїди. Присутні і гормоноподібні речовини і ферменти.

Із основних типів сапропелю (органічний, кремнеземистий, карбонатний, торфосапропель) найкращою сировиною для виробництва гумінових препаратів вважаються органічний та орґано-мінеральний, в яких зольність не перевищує 50%, а вміст органічної речовини коливається від 50 до 94% [6].

Мінеральна частина сапропелей найчастіше представлена глинистими, піщанистими і дрібноалевритовими теригенними або карбонатними частинками. За мінеральним складом виділяють: алотигенні мінерали – кварц, калієві польові шпати, плагіоклази, біотит, мусковіт і інш.; сингенетичні аутигенні – опал, кальцит, лімоніт, сидерит, гіпс; діагенетичні – кальцит, сидерит, марказит, пірит, сірка та інш.

В природних умовах деякі водні організми, володіють здатністю концентрувати значну кількість хімічних елементів і виконувати у водоймах роль біофільтрів [1,3, 4]. Концентрація важких металів у водоймах понижується через поглинання їх організмами фітопланктону та сорбування на органічних і мінеральних взважених частинках. При відмиранні водні організми сідають на дно, транспортують з собою хімічні елементи і таким чином очищують водне середовище від важких металів, радіоактивних елементів тощо. Абіотичні процеси самоочищення включають, в першу чергу, седиментацію, сорбцію, відновлення і окислення забруднювачів. На поведінку токсинів та їх перетворення впливають:

- концентрація гумусових речовин, розчинного у воді кисню, наявність комплексуювачів (неорганічних - CO_2 , NH_3 , Cl , I , PO_4^{3-} ; органічних – жирних кислот, гумінових, фульво- і амінокислот, цитратів, різних метаболітів гідробіонтів та ін.);

- динамічна рівновага токсичних і нетоксичних форм елементів між твердою і рідкою фазами, яка підтримується утворенням комплексів метал-ліганду та зростає з підвищен-

ням валентності зв'язуючих елементів;

- осадження ряду елементів у вигляді карбонатів і сульфатів при оптимальній рН, яка для двувалентних елементів характеризується величинами: Fe -5,5, Cr- 5,3, Cu- 5,3, Pl – 6,0, Cd – 6,7, Zn- 7,0, Hg -7,3.

При досить швидких темпах мулонакопичення має місце і чисто механічне їх захоронення. Крім кремнію і кальцію мінеральна частка сапропелей може містити сполуки заліза, магнію, калію, алюмінію, сірки, фосфору тощо. Мінеральна частина сапропелей включає мікроелементи, в тому числі і важкі метали і радіоізотопи - Co, Mn, Cu, B, Zn, I, Br, Mo, Cr, Be, Ni, Ag, Sn, Pb, Sr, Ti та інші.

Наприклад, при вивченні [2] ландшафтної структури природно-аквального комплексу (ПАК) оз. Миліач виявлено, що фації 4 – 6 забруднені радіоактивними речовинами. Значні антропогенні зміни фацій водоймища відбулися після радіоактивних викидів на Чорнобильській АЕС (1986). Озеро розміщене на південно-західній стороні села Миліач, де в радянські часи функціонувала машинно-тракторна ферма і забруднені стоки вільно могли потрапляти в ПАК.

Останніми роками наполегливо порушується питання щодо широкого використання сапропеля як органічного добрива, що не виключає можливість потрапляння в ґрунт важких металів і токсичних сполук. Тому до його використання необхідно ретельно вивчити хімічний склад, встановити допустимий вміст важких металів і токсичних сполук у сапропелі, що планується для застосування на добриво[6].

Отже, сапропель озерний і той, що є спутником торфу – цінний органіномінеральний вид сировини, який можна широко використовувати у промисловості: виробництво парафіну і смол, гумінових кислот, ароматичних речовин, кормових добавок, в'язучих складових у будівельній індустрії, при проведенні бурових робіт, для лікувально-профілактичних цілей. Але одночасно, добування сапропелі може призводити до вторинного забруднення водойм через перехід забруднюючих речовин з осадів знову у водойму.

Під вторинним забрудненням розуміють звільнення (реобілітацію) забруднювачів з депонуючого середовища (донні відкладення, ґрунт тощо), викликане зміною фізико-хімічних умов. Небезпека вторинного забруднення водойм пов'язана з тим, що:

- з нерозчинних сполук можуть утворитися розчинні;
- сумарна дія солей Pb, Cd, и Hq пригнічує розвиток бактеріопланктону, численність якого у водоймі знижується в 4-22 рази;
- на фоні високого забруднення середовища нітратами в 5-6 раз посилюється дія ряду радіонуклідів;
- деякі важкі метали спричиняють летальні та канцерогенні результати радіації тощо [1].

Тому абіотичне самоочищення середовища по суті є помилковим, адже в цьому випадку відбувається механічний перерозподіл токсикантів між контактуючими середовищами або депонування їх в ґрунт та донні відкладення тощо. Тобто, для зниження концентрації токсичних речовин (важких металів, радіонуклідів тощо) потрібно багато часу, для

включення цих елементів у великий кругообіг речовин. І тільки біота здатна довести процес самоочищення до логічного завершення.

В Україні гострим є питання щодо використання річної сапропельної маси, яка утворюється без доступу кисню, катастрофічно збільшується і загрожує швидким замуленням Чорного моря та дельти Дніпра. Про це свідчить постійне підвищення вмісту у морській воді метану та сірководню. За цих умов уникнути можливих природних катаклізмів можна лише шляхом систематичного добування сапропелі методом дноуглублення з подальшою його утилізацією.

Для всього Причорномор'я, включаючи Придніпров'я та Придунав'я, не вирішено проблему складування, екологічно безпечного зберігання та утилізації донного мулу – сапропелі. Він накопичується у великих кількостях при дночерпанні під час ремонтних робіт на фарватері річкових та лиманних акваторій підхідних каналів. Наприклад, у Херсонський морський підхідний канал (ХМПК) щороку потрапляє до 1 млн тонн сапропелі.

Без планових ремонтних робіт кожного року з видалення сапропелі замулення фарватера ХМПК викликало б труднощі у судноходстві в південному Придніпров'ї. З іншого боку, на сьогодні практично немає акваторіальних, сухопутно-берегових ніш для звалища сапропелі, який добувається при ремонтному дночерпанні ХМПК. Місця для звалища сапропелі, зазвичай, визначаються при двосторонній домовленості з порушенням або повним ігноруванням міжнародних екологічних кодексів і конвенцій. Часто розроблені проекти не можуть упрова-

джуватися через недосконалі рішення. Тому необхідно:

- проводити екологічний аудит місцевості зародження сапропелей;
- видавати офіційне заключення на придатність сапропелю або донних мулів водойм як сировини для виробництва добрив, кормових та сапропеле-вітамінних добавок, лікувально-косметичних речовин;
- здійснювати екологічну, технічну та економічну експертизи проектних рішень на видобуток сапропелей та на одержану з них товарну продукцію.

Висновки

1. Сапропелі – це донні відкладення прісних водойм, які утворилися в результаті анаеробного окислення решток організмів, що населяли товщу води (фітопланктон і зоопланктон), її поверхню, вищих водних рослин (макрофітів) та продуктів їх розпаду, а також розчинених речовин і мінеральних частинок.

Література

1. Корабльова А. І., Чесанов Л.Г., Шапар А.Г. / Вступ до екологічної токсикології.- Навч. посібник.- Дніпропетровськ: Поліграфіст, 2003.- 306 с.
2. Мартинюк В. О. Ландшафтознавчо-лімонологічна оцінка басейнової геосистеми оз. Озеро (Волинське Полісся) для кадастрових потреб . Фізична географія та геоморфологія. Міжвідомчий наук. збірник. – Київ Вид-во геогр. літ-ри „Обрії”, 2004. – Вип. 46. – Т. 1. – С. 207–215.
3. Телитченко М.М. Участие гидробионтов в очищении водоемов от патогенных микроорганизмов и радиоактивных загрязнений/ Доклад по опубликованным работам, представленным на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М., Изд-во МГУ, 1963, 36с.
4. Хоботьев В.Г., Капков В.И. / Роль гидробионтов в концентрировании тяжелых металлов из промышленных водоемов.-В сб. Теория и практика биологического самоочищения
5. Бамбалов Н.Н. Смирнова В.В. , Беленькая Т.Я. / Содержание лабильных фракций гумусовых веществ в торфе и торфяных почвах // Агрохимия, 2003. - № 6. - С. 14-20.
6. Комісаров І.Д. Біологічна активність гумінових препаратів // Матеріали міжнар. конф. «Досягнення та перспективи застосування гумінових речовин у сільському господарстві». - Дніпропетровськ: ДДАУ, 2008. - С. 75-77.

2. Азот гумінових кислот сапропелей знаходиться в легкодоступній формі (60-80%), що викликало широке використання їх як органічного добрива.

3. Мінеральний склад сапропелей різноманітний і може містити радіонукліди, що зменшує можливість їх використання в різних галузях промисловості.

4. Перед розробкою проектів з використання сапропелю необхідно:

- проводити екологічний аудит місцевості зародження сапропелей;
- видавати офіційне заключення на придатність сапропелю або донних мулів водойм як сировину для виробництва добрив, кормових та сапропеле-вітамінних добавок, лікувально-косметичних речовин;
- здійснювати екологічну, технічну та економічну експертизи проектних рішень на видобуток сапропелей та на одержану з них товарну продукцію.

СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО

УДК502.74:598.2

ДО ОРНІТОФАУНИ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «КАРМЕЛЮКОВЕ ПОДІЛЛЯ» (ВІННИЦЬКА ОБЛАСТЬ) ТА ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ

Чован О.О.¹, Яненко В.О.²

¹ «Інститут біології» Київський національний
університет імені Тараса Шевченка,
вул.Володимирська, 64, 01601, м.Київ,
alexchov@mail.ru;

² Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ,
baggirr@gmail.com

Протягом 2013 р. проведено ряд експедицій по території Національного природного парку «Кармелюкове Поділля» (Вінницька область) та прилеглих територій. Обліки проводилися маршрутным методом, методом обліку з однієї точки та методом тотального обліку з однієї точки. У ході досліджень зареєстровано 112 видів птахів, що відносяться до 16 рядів, 35 родин і 78 родів. До Червоної книги України занесено 5 видів: *Anas strepera*, *Milvus migrans*, *Hieraaetus pennatus*, *Aquila pomarina*, *Tringa stagnatilis*. За біотопічним розподілом видів найбільш представлений лісовий фауністичний комплекс – 47 видів, менш представлені водно-болотний – 36 видів, лучно-степовий – 14 видів, антропогенно-змінений – 9 видів і до групи евритопних видів відносимо 6 представників. *Ключові слова*: «Кармелюкове Поділля», національний природний парк, орнітофауна, Вінницька область.

К орнитофауне Национального природного парка «Кармелюковое Подолье» (Винницкая область) та близлежащих территорий. Чован А.А., Яненко В.А. На протяжении 2013 г. проведено ряд экспедиций по территории Национального природного парка «Кармелюковое Подолье» (Винницкая область) та близлежащих участках. Учеты проводились маршрутным методом, методом учета с одной точки та методом тотального учета с одной точки. По ходу исследования было зарегистрировано 112 видов птиц, относящиеся к 16 рядам, 35 семействам и 78 родам. У Красную книгу Украины внесено 5 видов: *Anas strepera*, *Milvus migrans*, *Hieraaetus pennatus*, *Aquila pomarina*, *Tringa stagnatilis*. За биотопическим распределением видов наиболее представлен лесной фаунистический комплекс – 47 видов, менее представлены водно-болотный – 36 видов, лучно-степной – 14 видов, антропогенно-измененный – 9 видов и к группе евритопных видов относим 6 представителей. *Ключевые слова*: «Кармелюковое Подолье», орнитофауна, Винницкая область.

The avifauna of the Karmelyuk Podillya national park (Vinnitsa region) and adjacent territories. Chovan A., Yanenko V. A number of expeditions on the territory of Karmelyuk Podillya National Park (Vinnitsa region) and adjacent areas conducted during 2013. Surveys were performed route method, method of accounting with a single point and the method of the total accounting. In the course of studies is registered 112 species of birds related to 16 rows, 35 families and 78 genera. In the Red Data book of Ukraine are listed 5 species: *Anas strepera*, *Milvus migrans*, *Hieraaetus pennatus*, *Aquila pomarina*, *Tringa stagnatilis*. The biotopic distribution of species most represented forest faunal complex - 47 species, less represented wetland - 36 species, meadow-steppe - 14 species of anthropogenically modified - 9 species, and the group species with a wide ecological valence include 6 representatives. *Keywords:* Karmelyuk Podillya, avifauna, Vinnitsa region.

Вступ

Національний природний парк (далі НПП) «Кармелюкове Поділля» створений згідно Указу Президента № 1057/2009 р. від 16.12.2009 р. на території Тростянецького та Чечельницького районів Вінницької області. Це перший в області НПП, загальна площа якого становить 20203,4 га. Територія парку розташована в межах південної частини Піщансько-Савранського фізико-географічного району Південно-Подільської височинної лісостепової області Дністровсько-Дніпровської фізико-географічної провінції і складається із розрізнених прикордонних з Одеською областю ділянок (Рис. 1). Північна межа парку проходить по р. Дохна, правій притоці Південного Бугу, західна – по межі Піщанського та Чечельницького р-нів на південь від р. Дохна, південна та східна – по межі Вінницької та Одеської областей [1].

1. Огляд літератури

В орнітофауністичному відношенні територія НПП «Кармелюкове Поділля» практично не досліджувалася. Знайдені матеріали характеризують лише деякі окремі ділянки даної території та сусідніх районів як

Вінницької так і прилеглих областей. Комплексного дослідження орнітофауни території даного НПП не проводилося. На початку XX ст. у Тульчинському районі (межує з Тростянецьким, який у свою чергу є прилеглим до території парку) проводив орнітологічні дослідження В.М. Пашковський [2].

Частину даних по регіону можна знайти у загальних фауністичних роботах середини-кінця XX століття [3, 4, 5, 6], де вказується про реєстрації певних видів на прилеглих до парку територіях та області в цілому. Більш пізні матеріали досліджень ґрунтуються на вивченні птахів суміжних з парком територій, у тому числі Республіки Молдови, та найближчих по розміщенню об'єктів природно-заповідного фонду України [7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19]. Також були опрацьовані наявні публікації та короткі замітки з біології та поширення окремих видів на близьких до району досліджень територіях [20, 21, 22, 23, 24].

2. Матеріали та методика досліджень

Дослідження проводилися під час експедиційних виїздів: 04.07.2013-09.07.2013, 27.08.2013-30.08.2013 та 25.10.2013-28.10.2013 рр. Матеріали

для написання даної роботи були зібрані у ході багаторазових автомобільних виїздів та піших обліків у різних частинах парку. Обліки проводилися маршрутним методом [25], методом обліку з однієї точки та методом тотального обліку з однієї точки [26]. Птахів виявляли за голосовими сигналами та візуально з використанням польових біноклів з 8-ми та 10-ти кратним збільшенням. Наукові назви птахів наведені згідно «Анотованого списку українських наукових назв птахів фауни України» [27]. При характеристиці охоронного статусу птахів використовували спеціальні довідники [28, 29]. Під час спостережень відмічалися типові та рідкісні представники орнітофауни

досліджуваних екотопів, визначалася їх щільність та приблизна чисельність на даній ділянці, гніздовий статус. В залежності від основних ландшафтів досліджуваної території (лісовий, водно-болотний, лучний, синантропний) птахів відносили до певних природних фауністичних комплексів (водно-болотні та коловодні, лісові та деревно-чагарникові, лучні та лучностепові, антропогенно змінені). Це дає змогу виявити біотопічну приуроченість птахів для подальшої їх охорони на ділянках парку, де відмічається найбільше видове багатство, визначити місця концентрації мігруючих видів, встановити місця гніздування рідкісних представників авіфауни.



Рис. 1. Територіальні межі НПП «Кармелюкове Поділля»

3. Результати досліджень

За результатами досліджень попередній видовий склад птахів НПП

«Кармелюкове Поділля» нараховує 112 видів, що відносяться до 16 рядів, 35 родин і 78 родів: Пірникозоподібні (*Podicipediformes*) – 3 види,

Пеліканоподібні (*Pelecaniformes*) – 1, Лелекоподібні (*Ciconiiformes*) – 6, Гусеподібні (*Anseriformes*) – 7, Соколоподібні (*Falconiformes*) – 10, Куроподібні (*Galliformes*) – 1, Журавлеподібні (*Gruiformes*) – 5, Сивкоподібні (*Charadriiformes*) – 8, Голубоподібні (*Columbiformes*) – 4, Зозулеподібні (*Cuculiformes*) – 1, Совоподібні (*Strigiformes*) – 3, Серпокрильцеподібні (*Apodiformes*) – 1, Сиворакшеподібні (*Coraciiformes*) – 2, Одудоподібні (*Upupiformes*) – 1, Дятлоподібні (*Piciformes*) – 5, Горобцеподібні (*Passeriformes*) – 54 види.

Згідно основних міжнародних та національних охоронних категорій [28, 29], серед зареєстрованих видів під охорону не потрапили 3 види, а саме: сойка (*Garrulus glandarius*), сорока (*Pica pica*) та ворона сіра (*Corvus cornix*). Під охороною Бернської конвенції знаходиться 109 із 112 відмічених видів, Бонської (CMS) – 39, Вашингтонської (CITES) – 13, Угоди про збереження афроевразійських мігруючих водно-болотних птахів (AEWA) – 29. Один вид – деркач (*Crex crex*) – занесений до Червоного списку Міжнародного союзу охорони природи (IUCN). Один вид має охоронний статус згідно Європейського Червоного Списку – шуліка чорний (*Milvus migrans*). До Червоної книги України (2009) [30] занесено 5 видів: нерозень (*Anas strepera*), шуліка чорний (*Milvus migrans*), орел-карлик (*Hieraaetus pennatus*), підорлик малий (*Aquila pomarina*), коловодник ставковий (*Tringa stagnatilis*).

У природному рослинному покриві досліджуваної території переважають широколистяні ліси, які репрезентують лісовий орнітофауністичний

комплекс, до складу якого входять як типові, так і рідкісні птахи лісових біотопів. Загалом, до цього комплексу належить 47 видів. Даний комплекс є найбільш представленим по видовому багатству. Середні та великі за розміром річки в досліджуваному регіоні відсутні, проте, наявна р. Дохна, русло якої зарегульовано на більшій протяжності даної території та утворює каскад різних за розміром слабо протічних водойм. Також, на прилеглих до парку ділянках присутні стоячі штучні водойми. Густа прибережно-водна рослинність створює сприятливі умови для гніздування та тимчасових зупинок під час міграцій різних видів птахів водно-болотного фауністичного комплексу. Даний комплекс є найбільш представленим після лісового – 36 видів. Відкриті ландшафти являють собою невеликі за площею заплавні та суходільні луки в долині р. Дохна, степові схили, зарослі трав'янистою рослинністю балки, яри, узлісся та агроценози. Такі ландшафти обумовлюють видове різноманіття лучно-степового фауністичного комплексу, яке є досить бідним для території НПП – 14 видів птахів. Орнітофауна населених пунктів представлена типовими синантропними птахами. Загалом, у їх межах відмічено 9 видів. Деякі птахи є евритопними й зустрічаються в різних біотопах – 6 видів.

Ряд Пірникозоподібні

Фоновим видом водно-болотного фауністичного комплексу є пірникоза велика (*Podiceps cristatus*). Дорослі та молоді птахи відмічалися майже на всіх прилеглих до парку водоймах, іноді у великій кількості. Зокрема, близько 80 особин зареєстровано на ставку в околицях с. Ободівка Трос-

тянецького р-ну (прилегла до парку територія) 04.07.2013 р. Рідкісними представниками даного комплексу є пірникоза сірошока (*Podiceps grisegena*) та пірникоза мала (*Podiceps ruficollis*). В літній період обидва види відмічали лише одного разу – 28.08. 2013 р. на ставку в околицях м. Чечельник трималася пара сірошочких пірникоз і 29.08.2013 р. на ставку в околицях с. Ободівка серед прибережної рослинності спостерігали одну особину малої пірникози. Останній вид реєструвався і під час осінньої міграції – 02.11.13 р. 5 особин трималося на ставку в околицях с. Жабокриця Чечельницького р-ну.

Ряд Пеліканоподібні

Реєструвався єдиний представник даного ряду – баклан великий (*Phalacrocorax carbo*). Одна особина відмічена на ставку в околицях с. Бритавка 05.07.2013 р. За весь період досліджень птахів цього виду на території парку більше не спостерігали. Загалом, у Вінницькій області на гніздуванні даний вид відмічається з 2008 р. в околицях с. Микулинці Літинського р-ну (200-250 пар) [31]. Відмічена нами особина скоріш за все була залітною.

Ряд Лелекоподібні

Фоновими представниками водно-болотного фауністичного комплексу є чапля сіра (*Ardea cinerea*), квак (*Nycticorax nycticorax*), бугайчик (*Ixobrychus minutus*). Слід відмітити значну чисельність квака, який реєструвався на всіх прилеглих до парку водоймах і у значній кількості. Загалом, птахи концентрувалися в прибережних заростях рогозу та очерету, на надводних предметах та мілководдях ставів. До менш чисельних належить чепура велика (*Egretta*

alba). Цей вид за останні десятиріччя розширив свій ареал. За літературними даними на ставу в околицях с. Нова Ободівка Тростянецького р-ну чепура велика відмічалася 29.10.2008 р. у кількості близько 150 особин [2]. Ми спостерігали даний вид на всіх типах водойм, але у невеликій кількості. До рідкісних представників ряду Лелекоподібні слід віднести чаплю руду (*Ardea purpurea*). Даний вид відмічали двічі по одній особині: на ставу в околицях с. Бритавка Чечельницького р-ну 05.07.2013 р. і на ставу в околицях с. Білий Камінь того ж району 28.08.2013 р. Типовим представником лучно-степового фауністичного комплексу є лелека білий (*Ciconia ciconia*). Даний вид відмічався нами в усіх придатних екотопах зони дослідження.

Ряд Гусеподібні

Всі відмічені представники цього ряду належать до водно-болотного фауністичного комплексу. Звичайними видами є лебідь-шипун (*Cygnus olor*) і крижень (*Anas platyrhynchos*). На прилеглих до території парку водоймах гніздиться близько 10-15 пар лебедя-шипуна. Також, спостерігали велику групу літуючих лебедів кількістю 50 особин 04.07.2013р. на ставку в околицях с. Ободівка Тростянецького району.

До нечисельних видів відноситься чирянка велика (*Anas querquedula*). Як рідкісні види в літній період реєструвалися попелюх (*Aythya ferina*) і широконоска (*Anas chapeata*). Одна особина попелюха відмічена 04.07.2013 р. на ставку в околицях с. Ободівка. Широконоску спостерігали разом із групою чирянок великих 28.08.2013 р. на ставку в околицях

цях с. Білий Камінь Чечельницького р-ну. Під час осінньої міграції відмічені лебідь-кликун (*Cygnus cygnus*) та занесений до Червоної книги України нерозень (*Anas strepera*). В своїй роботі «Орнітофауна Верхнього і Середнього Побужжя.» [2] О.А. Матвійчук наводить цей вид як рідкісний гніздовий для центральних і західних районів Вінничини. Про поширення нерозня в південно-східних районах області невідомо. У сусідній Миколаївській області, на території Регіонального ландшафтного парку “Гранітно-степове Побужжя”, нерозень зазначається як осінній мігруючий, іноді зимуючий вид [10]. Одна особина цього виду, очевидно пролітна, відмічена нами 26.10.2013 р. на ставку в околицях с. Дохна Чечельницького р-ну.

Ряд Соколоподібні

Найбільш масовим видом лісового фауністичного комплексу є канюк звичайний (*Buteo buteo*). Малочисельними видами є яструб малий (*Accipiter nisus*), яструб великий (*Accipiter gentilis*) та осоїд (*Pernis apivorus*). До рідкісних видів лісового фауністичного комплексу належать підсоколик великий (*Falco subbuteo*) та занесені до Червоної книги України шуліка чорний, орел-карлик, підорлик малий. За О.А. Матвійчуком [2] шуліка чорний спорадично поширений по всій території Східного Поділля. Для деяких територій природно-заповідного фонду сусідньої Миколаївської області шуліка чорний зазначається як гніздовий вид [10, 14, 15, 19]. Ми відмічали одну особину 05.07.2013 р. над полем в околицях с. Бритавка Чечельницького р-ну.

Орел-карлик в середині ХХ ст. був найчисельнішим представником

серед орлів на території всієї України [3]. В подальшому чисельність значно скоротилася. За літературними даними [30], одним із місцем концентрації основної чисельності виду в Україні є північ Одеської області, з якою межує територія Національного природного парку “Кармелюкове Поділля”. Для деяких об’єктів ПЗФ Миколаївської області, які межують з досліджуваною територією (НПП “Сланецький степ”, РЛП “Гранітно-степове Побужжя”, НПП “Бузький гард”, заказник “Рацинська дача”) орел-карлик зазначається як мігруючий та рідкісний гніздовий вид [10, 14, 15, 19]. Нами були тричі відмічені птахи світлої морфи: 06.07.13 р. в околицях с. Любомирка, 28.08.2013 р. в околицях смт. Чечельник, 29.08.13 р., в околицях с. Червона Гребля Чечельницького р-ну. Всі рази було відмічено по одній особині. Ймовірно гніздування даного виду на території парку.

Підорлик малий (*Aquila pomarina*) для даного регіону в літературі вказується як малочисельний, пролітний і рідкісний на гніздуванні птах для Верхів’я Південного Бугу [2]. Для природно-заповідних територій Миколаївської області зазначається як мігруючий, кочуючий та рідкісний гніздовий вид [10, 14, 15, 19]. Нами даний вид був відмічений лише один раз. В околицях с. Червона Гребля Чечельницького р-ну 29.08.13 р. над луками спостерігали пару полюючих птахів.

До лучно-степового фауністичного комплексу можна віднести боривітра звичайного (*Falco tinnunculus*), як рідкісний вид для території парку. Типовим представником водно-болотного фауністичного комплексу

даної території є лунь очеретяний (*Circus aeruginosus*). Даний вид ми зустрічали досить часто як біля водойм, так і над агроландшафтами.

Ряд Куроподібні

Із представників даного ряду нами відмічався лише один типовий представник лучно-степового фауністичного комплексу – перепілка (*Coturnix coturnix*). Даний вид є багаточисельним як для природних, так і для антропогенно-змінених екоотопів.

Ряд Журавлеподібні

Фоновим видом водно-болотного фауністичного комплексу є лиска (*Fulica atra*). Дещо рідше нами відмічався звичайний, але менш чисельний за лиску представник даного комплексу – курочка водяна (*Gallinula chloropus*). До нечисельних видів належать пастушок (*Rallus aquaticus*) і погонич звичайний (*Porzana porzana*). Ці птахи зустрічалися у прибережних заростях рогозу та очерету. Малочисельним видом лучно-степового фауністичного комплексу є деркач (*Crex crex*).

Ряд Сивкоподібні

Звичайними видами водно-болотного фауністичного комплексу є мартин звичайний (*Larus ridibundus*), мартин жовтоногий (*Larus cachinnans*), крячок білощокий (*Chlidonias hybrida*). Мартин жовтоногий за останні десятиріччя значно збільшив свою чисельність у досліджуваному регіоні. Відомості про його гніздування на Вінниччині станом на 1989 р. були відсутні. Перші спроби гніздування на Поділлі датуються кінцем 80-х рр. XX ст. На початку 2000-х рр. було відомо дві гніздові колонії мартина у Барському та Літинському районах області [2]. На суміжних до території парку ставках

цей вид зустрічався часто, проте, на гніздуванні не виявлено. Малочисельними видами є крячок чорний (*Chlidonias niger*) і набережник (*Actitis hypoleucos*). Крячок білощокий значно чисельніший за крячка чорного, не виключаємо можливості витіснення одного виду іншим. В даному випадку чорного крячка білощоким. Під час міграцій трапляються коловодник болотяний (*Tringa glareola*), коловодник лісовий (*Tringa ochropus*) та занесений до Червоної книги України коловодник ставковий (*Tringa stagnatilis*). Останній вид зазначається як рідкісний, залітний птах території Верхнього і Середнього Побужжя [2]. Для території України гніздування коловодника ставкового фіксується майже виключно у долині середньої течії р. Десна у межах Чернігівської і Сумської областей [30]. В інших областях зустрічається на прольоті. На пересихаючому ставку в околицях с. Білий Камінь Чечельницького р-ну 28.08.2013 р. нами була відмічена одна особина даного виду, скоріш за все пролітна.

Ряд Голубоподібні

Даний ряд представлений птахами деревно-чагарникового та синантропного фауністичних комплексів. У населених пунктах фоновими видами є голуб сизий (*Columba livia*) та горлиця садова (*Streptopelia decaocto*). В останні роки до населених пунктів тяжіє також припутень – найчастіше зустрічався у приміських деревних насадженнях, парках та лісових біотопах, що межують з населеними пунктами [32]. Горлиця звичайна (*Streptopelia turtur*) найчастіше реєструвалася в придорожніх насадженнях, які межують із відкритими ландшафтами. Щільність даного виду є досить високою.

Ряд Зозулеподібні

По всій території дослідження зустрічався лише один вид – зозуля (*Cuculus canorus*).

Ряд Совоподібні

На прилеглій території до НПП, в околицях с. Ободівка, було зареєстровано 3 види сов: сова вухата (*Asio otus*), сич хатній (*Athene noctua*) та сова сіра (*Strix aluco*).

Ряд Серпокрильцеподібні

Серпокрилець чорний (*Apus apus*) був відмічений у всіх придатних біотопах.

Ряд Сиворакшеподібні

На території НПП даний ряд представлений звичайним видом водно-болотного фауністичного комплексу рибалочкою (*Alcedo atthis*) та типовим представником лучно-степового фауністичного комплексу бджолоїдкою звичайною (*Merops apiaster*).

Ряд Одудоподібні

Єдиний представник цього ряду у фауні України – одуд (*Upupa epops*) відмічався як біля водойм, так і у лісосмугах серед агроценозів по всій території парку.

Ряд Дятлоподібні

Даний ряд представлений на території НПП типовими птахами дендрофільного комплексу, такими як крутиголовка (*Jynx torquilla*) та дятел звичайний (*Dendrocopos major*). В населених пунктах неодноразово відмічався дятел сирійський (*Dendrocopos syriacus*). Нечисельними видами є жовна сива (*Picus canus*) та дятел малий (*Dendrocopos minor*).

Ряд Горобцеподібні

Представники даного ряду є найбільш поширеними у всіх досліджуваних екотопах. Найчисленнішими є представники деревно-чагарникового

фауністичного комплексу. Домінуючими видами цього комплексу є: сойка (*Garrulus glandarius*), кропив'янка чорноголова (*Sylvia atricapilla*), вівчарик-ковалик (*Phylloscopus collybita*), вівчарик-жовтобровий (*Phylloscopus sibilatrix*), вільшанка (*Erithacus rubecula*), дрізд співочий (*Turdus philomelos*), синиця велика (*Parus major*), зяблик (*Fringilla coelebs*).

Звичайними видами лісових біотопів є: дрізд чорний (*Turdus merula*), синиця блакитна (*Parus caeruleus*), гаїчка болотяна (*Parus palustris*), повзик (*Sitta europaea*), костогриз (*Coccothraustes coccothraustes*).

На узліссях, та площах із вторинними сукцесіями, на ділянках межування лісу й відкритих ландшафтів звичайними видами є: щеврик лісовий (*Anthus trivialis*), сорокопуд терновий (*Lanius collurio*), вивільга (*Oriolus oriolus*), крук (*Corvus corax*), кропив'янка сіра (*Sylvia communis*), щиглик (*Carduelis carduelis*), зеленяк (*Chloris chloris*), коноплянка (*Acanthis cannabina*).

Нечисельними видами деревно-чагарникового фауністичного комплексу, яких реєстрували в літній період є: сорокопуд чорнолобий (*Lanius minor*), кропив'янка рябогруда (*Sylvia nisoria*), кропив'янка садова (*Sylvia borin*), синиця довгохвоста (*Aegithalos caudatus*).

Під час міграцій відмічені: волове очко (*Troglodytes troglodytes*), чикотень (*Turdus pilaris*) і снігур (*Pyrrhula pyrrhula*).

Менш представлений лучно-степовий фауністичний комплекс. Звичайними представниками є: жайворонок польовий (*Alauda arvensis*), посмітюха (*Galerida cristata*), плиска

жовта (*Motacilla flava*), вівсянка звичайна (*Emberiza citrinella*).

Малочисельні види це: жайворонок лісовий (*Lullula arborea*), трав'янка чорноголова (*Saxicola torquata*), просіянка (*Emberiza calandra*).

До рідкісних видів відносяться: жайворонок степовий (*Melanocorypha calandra*) та щеврик польовий (*Anthus campestris*). Жайворонок степовий зареєстрований 07.07.2013 р. в околицях с. Любомирка Чечельницького р-ну на степових схилах, спів самця польового щеврика чули одного разу – 05.07.2013 р. на узліссі в околицях с. Бритавка Чечельницького р-ну.

Водно-болотний фауністичний комплекс горобцеподібних представлений типовими мешканцями прибережних заростей та коловодних екоотопів, такими як: ластівка берегова (*Riparia riparia*), кобилочка солов'їна (*Locustella luscinioides*), очеретянка лучна (*Acrocephalus schoenobaenus*), очеретянка чагарникова (*Acrocephalus palustris*), очеретянка велика (*Acrocephalus arundinaceus*). Під час міграцій найчастіше була відмічена вівсянка очеретяна (*Emberiza schoeniclus*), як один з наймасовіших видів.

У межах населених пунктів поширені фонові синантропні птахи: ластівка міська (*Delichon urbica*), ластівка сільська (*Hirundo rustica*), мухоловка сіра (*Muscicapa striata*), кам'янка звичайна (*Oenanthe oenanthe*) та горобець хатній (*Passer domesticus*).

До євритопних видів відносимо представників, які не приурочені до одного якогось біотопу й зустрічаються як у населених пунктах так і в деяких природних ландшафтах. Сюди відносяться плиска біла (*Motacilla*

alba), шпак звичайний (*Sturnus vulgaris*), сорока (*Pica pica*), ворона сіра (*Corvus cornix*), горихвістка чорна (*Phoenicurus ochruros*) та горобець польовий (*Passer montanus*).

Висновки

Розташування Національного природного парку «Кармелюкове Поділля» на межі Лісостепової та Степової природних географічних зон України у межиріччі середніх течій Дністра та Південного Бугу значно впливає на фауністичне багатство даної території, зокрема птахів. У зв'язку з переважанням на території парку лісових ценозів закономірно найбагатшим у видовому відношенні є лісовий фауністичний комплекс птахів, серед яких 3 види занесені до Червоної книги України (шуліка чорний, орел-карлик і підорлик малий). Лише подальші моніторингові дослідження дозволять визначити точний статус цих видів у регіоні, але ймовірність гніздування всіх трьох представників досить велика. Близьке розташування значних водних артерій, таких як Південний Буг і Дністер, наявність на суміжних з парком територіях приток цих річок, ставків, озер обумовлює видове багатство водно-болотного фауністичного комплексу, двоє представників якого занесені до Червоної книги України (нерозень і коловодник ставковий). Ці види зареєстровані як мігруючі. Досить бідними є лучно-степовий та антропогенно-змінений фауністичні комплекси. Значна цінність роботи полягає у виявленні видів, які розширюють свій ареал і в минулому не відмічалися на досліджуваній території, або були рідкісними. Це такі як чепура велика,

лебідь-шипун, коловодник ставковий, мартин жовтоногий, крячок білощокий, дятел сирійський, трав'янка чорноголова, горихвістка чорна. Подальші дослідження дозволять виявити наслідки збільшення чисельності даних видів, можливість витіс-

нення інших більш характерних для даної території представників під впливом конкуренції, синантропізації. Велике значення мають дослідження по знаходженню та подальшої охорони й моніторингу гніздових територій рідкісних видів птахів.

Література

1. Науково-пошукові роботи по забезпеченню підготовки матеріалів щодо створення Чечельницького Національного природного парку. – керівник теми канд. географ. наук А.В. Гудзевич, МПП Фірма «ЕкоБізнесЦентр». – Вінниця, 1998. – 171 с.
2. Матвійчук О.А., Серебряков В.В. Орнітофауна Верхнього і Середнього Побужжя. – Київ: Фіто-соціоцентр, 2010. – 280 с.
3. Зубаровський В. М. Фауна України. – Т. 5. Птахи. – Вип. 2. Хижі птахи. – К.: Наук. думка, 1977. – 322 с.
4. Лысенко В.И. Гусеобразные. Фауна Украины: в 40 т. Т. 5. Птицы. Вып. 3. – К.: Наукова думка, 1991. – 208 с.
5. Фауна України: в сорока томах – Том 4 : Птахи. Загальна характеристика птахів. Курині. Голуби. Рябки. Пастушки. Журавлі. Дрофи. Кулики. Мартини / О. Б. Кістяківський; ред. І. Г. Підоплічко (ред. тома д.б.н. проф. І. Г. Підоплічко). – Київ: Видавництво Академії Наук УРСР, 1957. – 431 с.
6. Фауна України: в сорока томах. – Том 5: Птахи, Випуск 1. Гагари. Норці трубконосі. Веслоногі, голінасті, фламінго / Л. О. Смогоржевський. – К.: Наукова думка, 1979. – 188 с.
7. Аверин Ю.В., Ганя И.М. Птицы Молдавии (В двух томах) / Под ред. Ю.В.Аверина. – Т. 1. Кишинев: Редакционно-издательский отдел Академии наук Молдавской ССР, 1970. – 237 с.
8. Аверин Ю.В., Ганя И.М., Успенский Г.А. Птицы Молдавии (В двух томах) / Под ред. Ю.В.Аверина. – Т. 2. Кишинев: Издательство "Штиинца", 1971. – 236 с.
9. Ганя И.М. Количественная характеристика орнитофауны садов в Приднестровье Молдавии // Орнитология. – М.: МГУ, 1965. – Вып. 7. – С. 290-308.
10. Домашевский С.В. Орнитофауна Регионального ландшафтного парка «Гранитно-степное Побужье» и сопредельных территорий // Заповідна справа в Україні. – 2001. – Т. 7, Вип. 2. – С. 23-29.
11. Каминская Н.В. Хищные птицы Подолья // Материалы V конференции по хищным птицам Северной Евразии: Изучение и охрана хищных птиц Северной Евразии. – Иваново, 2008. – С. 243-244.
12. Костюшин В.А., Мирошниченко В.И. Хищные птицы некоторых заповедных объектов Николаевской области // Мат. конференції «Практичні питання охорони птахів». – Чернівці, 1995. – С. 165-168.
13. Лопарев С.А., Батова Н.И. Об охране птиц на некоторых хозяйственно используемых землях Центральной Украины // Заповідна справа в Україні. – 1997. – Т. 3, Вип. 2. – С. 46-51.
14. Ніжинський Ю.В. Орнітонаселення (Aves) Національного природного парку "Бузький гарт" (Миколаївська область, Україна) у гніздовий період // Матеріали VII Всеукраїнської студентської наукової конференції "Сучасні проблеми природничих наук" (Ніжин, 21-22 березня, 2012 року). – Ніжин, "Наука-сервіс", 2012 р. – С. 26-28.
15. Олейник Д.С., Рединов К.А. Гнездящиеся хищные птицы заказника "Радинская дача" // Заповідна справа в Україні. – 2006. – Т. 12, Вип. 2. – С. 42-44.

16. Очеретный Д.Г. Структура населения птиц грабово-дубового леса и агронасаждений в гнездовой период // Мат. 1-ї конференції молодих орнітологів України (Луцьк, 4-6 березня, 1994 р.). – Чернівці, 1994. – С. 73-75.
17. Очеретный Д.Г. Зимняя орнитофауна юга Винницкой области // Авіфауна України. Додаток до журналу «Беркут». – 1998. – Вип. 1. – С. 36-39.
18. Редінов К.О. Птахи Червоної книги України в заповіднику «Єланецький степ» та на прилеглих територіях // Матеріали конференції «Роль природно-заповідних територій у підтриманні біорізноманіття» 9-11 вересня 2003р., м. Канів – Канів, 2003 – С. 262-263.
19. Редінов К.О. Орнітофауна природного заповідника “Єланецький степ” // Заповідна справа в Україні. – 2006. – Т. 12, Вип. 1. – С. 46-56.
20. Архипов О.М. Гніздування підорлика та балабана у Фрунзівському районі Одеської області // Беркут. Український орнітологічний журнал. – 1995. – Т. 4, Вип. 1-2. – С. 17.
21. Архипов А.М. Гнездование лугового луна в Одесской области // Беркут. Український орнітологічний журнал. – 2000. – Т. 9, Вип. 1-2. – С. 44-46.
22. Любущенко С.Ю., Табачишин В.Г. Чайки и крачки в Винницкой области // Мат. 2-ї конференції молодих орнітологів України – Чернівці, 1996. – С. 108-112.
23. Любущенко С.Ю., Табачишин В.Г. К биологии желтоголовой трясогузки в Подольском Побужье // Мат. 2-ї конференції молодих орнітологів України – Чернівці, 1996. – С. 112-114.
24. Матвеев М.Д. Поширення синиць (*Paridae*) на Поділлі // Мат. конф. «Роль охоронюваних територій у збереженні біорізноманіття» 8-10 вересня 1998 р., м. Канів. – Канів, 1998. – С. 201-203.
25. Равкин Е.С., Челинцев Н.Г. Методические рекомендации по комплексному маршрутному учету птиц. – М.: ВНИИ охраны природы и заповедного дела Госкомприроды СССР, 1990. – 33 с.
26. Новикова Л.М., Карякин И.В. Методическое руководство по сбору полевых данных, их вводу в базы данных, предварительной камеральной обработке и выводу материалов для отчетов и Летописи природы. – Н. Новгород, 2008. – 116 с.
27. Фесенко Г.В., Бокотей А.А. Анотований список українських наукових назв птахів фауни України (з характеристикою статусу видів). Видання третє, доповнене. – Київ – Львів, 2007. – 112 с.
28. Соглашение по охране афро-евразийских мигрирующих водно-болотных птиц (аева) Текст Соглашения и План Действий (Версия, принятая МОР5) Издано: UNEP/ AEWA Secretariat Hermann-Ehlers-Str. 10 D-53113 Bonn, Germany. – 2012. – 70 с.
29. Фауна України: охоронні категорії. Довідник // О. Годлевська, І. Парнікоза, В. Різун, Г. Фесенко, Ю. Куцоконь, І. Загороднюк, М. Шевченко, Д. Іноземцева; ред. О. Годлевська, Г. Фесенко. – Видання друге, перероблене та доповнене. – Київ, 2010. – 80 с.
30. Червона книга України. Тваринний світ / За ред. д.б.н., проф., члена-кореспондента НАН України І.А. Акімова. – К.: Глобалконсалтинг, 2009. – 600 с.
31. Бондарчук Ю.М., Пшеничный С.В., Каминская Н.В., Панчук А.С., Давыденко И.В., Серебряков В.В. Современный статус баклана большого на внутренних водоемах Украины // Бранта: Сборник научных трудов Азово-Черноморской орнитологической станции. – 2008. – Вип. 11. – С. 16-22.
32. Яненко В.О. Зміна щільності птахів родини Голубові (*Columbidae*) Середнього Придніпров'я за останні роки / В.О. Яненко, С.О. Лопарев // Troglodytes. – 2012. – № 3. – С. 98-107.

РЕЦЕНЗІЇ

Агроекологія – важлива складова в системі аграрних наук

У Київському видавництві «Аграрна наука» щойно вийшла друком у світ наукова праця «Агроекологія». Її автор – О.І. Фурдичко - відомий вчений, засновник наукового напрямку з комплексних еколого-економічних проблем природокористування в аграрній науці.

Варто зазначити, що це перше монографічне видання, у якому системно досліджено науку агроекологію, визначено її місце і значення в системі аграрних наук, узагальнено автором власні результати фундаментальних і прикладних досліджень з питань агроекології, природокористування, екологічної безпеки аграрного виробництва, розвитку сільських територій, радіоекології тощо. Автору вдалося зламати стереотип сприйняття агроекології як наукового напрямку переважно з проблем екологічного стану ґрунтів. Він довів доцільність і результативність залучення до переліку об'єктів досліджень з агроекології природних об'єктів з вищим рівнем організації - земель, угідь, агроландшафтів та басейнів з метою наукового забезпечення якості життя людини через якість продук-

ції і стан навколишнього природного середовища.

У монографії висвітлено низку надзвичайно актуальних питань щодо упорядкування термінології, визначення методологічної основи і головних завдань науки агроекології, перспектив подальших досліджень з огляду на розвиток глобальних змін клімату. Важливе місце у науковій праці відведено питанню становлення агроекологічних досліджень у вітчизняній аграрній науці, розроблено принципову нову схему «агроекологія в системі аграрних наук» тощо.

Використаний академіком О.І. Фурдичком науково-пошуковий підхід дав змогу у теоретичному та прикладному планах системно проаналізувати комплекс проблем науки агроекології на сучасному етапі розвитку, висвітлити такі важливі її складові, як понятійно-категорійний апарат, природні ресурси агросфери та збалансоване природокористування у т.ч. землекористування, сільськогосподарська радіоекологія, екологічний стан сільських територій, екологічна безпека аграрного виробництва, що загалом дає цілісне уявлення щодо предмету дослідження.

Однак варто зазначити, що монографія мала б більшу наукову цінність, якщо б в ній був окремих

розділ з особливостей методики наукових досліджень з агроекології.

В цілому ж матеріали видання сприймаються досить переконливо. Вони логічно структуровані у сім

основних розділів, містять необхідний перелік бібліографії. Книга належно поліграфічно оформлена і, упевнений, знайде широке коло читачів.

Олександр Бондар,
*ректор Державної екологічної академії
післядипломної освіти та управління,
д.б.н., професор,
член-кореспондент НААНУ,
заслужений діяч науки і техніки України*

Досьє:

Орест Іванович Фурдиченко – автор понад 250 наукових праць, у т.ч. низки монографій, підручників і навчальних посібників, методичних рекомендацій, 60 законопроектів, повний Кавалер Орденів «За заслуги», доктор економічних наук, професор, академік НААН, з 2005 р. очолює Інститут агроекології і природокористування НААН України.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Азаров Сергій Іванович (Київ) – доктор технічних наук, старший науковий співробітник, завідувач відділу радіаційної та загальної безпеки Інституту ядерних досліджень НАН України.

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.

Ващенко Володимир Миколайович (Київ) – доктор фізико-математичних наук, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Волошина Наталія Олексіївна (Київ) – доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри екології Інституту природничо-географічної освіти та екології Національного педагогічного університету ім. М.П. Драгоманова.

Гаврикова Вікторія Сергіївна (Київ) – Інститут еволюційної екології НАН України.

Гудкова Наталія Володимирівна (Київ) – доцент кафедри методології освіти для сталого розвитку Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

Другак Валентина Миколаївна (Київ) – професор, доктор економічних наук, завідувач кафедри екології та економіки землекористування Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

Заграй Ярослав Михайлович (Київ) – доктор хімічних наук, професор Київського національного університету будівництва і архітектури.

Іващенко Тарас Григорович (Київ) – кандидат технічних наук, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Коробійчук Аліна Олександрівна (Житомир) – студентка, Житомирський державний технологічний університет.

Костигін Володимир Олександрович (Черкаси) – Черкаський державний технологічний університет.

Коцюба Ірина Григорівна (Житомир) – кандидат технічних наук, Житомирський державний технологічний університет.

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.

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.

Настасенко Олександр Григорович (Київ) – Заступник Міністра екології та природних ресурсів України – керівник апарату, Міністерство екології та природних ресурсів України.

Новосельська Людмила Петрівна (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри водних ресурсів та проблем водокористування Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

- Ольшесвський Сергій Валерійович (Київ)** – кандидат фізико-математичних наук, Київський національний університет імені Тараса Шевченка.
- Перепелятнікова Людмила Володимирівна (Київ)** – кандидат біологічних наук, провідний науковий співробітник Українського науково-дослідного інституту цивільного захисту.
- Перепелятніков Георгій Петрович (Київ)** – доктор біологічних наук, головний науковий співробітник Українського науково-дослідного інституту цивільного захисту.
- Радченко Людмила Миколаївна (Житомир)** – магістр, Житомирський державний технологічний університет.
- Ребреньук Антон Вікторович (Київ)** – аспірант Київського національного університету будівництва і архітектури.
- Свентух Валентина Юріївна (Київ)** – аспірант, Національний університет біоресурсів і природокористування України.
- Сібілєва Олена Володимирівна (Київ)** – кандидат ветеринарних наук, доцент кафедри екологічної безпеки, Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.
- Сидоренко Володимир Леонідович (Київ)** – кандидат технічних наук, доцент, начальник кафедри профілактики пожеж та безпеки життєдіяльності населення Інституту державного управління у сфері цивільного захисту.
- Стець Галина Василівна (Київ)** – аспірант кафедри екології Інституту природничо-географічної освіти та екології Національного педагогічного університету ім. М.П. Драгоманова.
- Столяренко Геннадій Степанович (Черкаси)** – доктор технічних наук, професор, Черкаський державний технологічний університет.
- Третяк Наталя Антонівна (Київ)** – провідний економіст Державна установа «Інститут економіки природокористування та сталого розвитку Національної академії наук України».
- Цуман Наталія Василівна (Житомир)** – кандидат сільськогосподарських наук, Житомирський національний агроекологічний університет.
- Чован Олександр Олександрович (Київ)** – аспірант кафедри зоології ННЦ «Інститут біології» Київський національний університет імені Тараса Шевченка
- Яненко Вадим Олександрович (Київ)** – кандидат біологічних наук, доцент кафедри заповідної справи Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління.

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2 / 2014 (6)

- *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