

ISSN 2306-9716

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

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2 / 2015 (9)

КИЇВ – 2015

Екологічні науки: науково-практичний журнал / Головний редактор
О.І. Бондар. – К.: ДЕА, 2015.– №9.– 180 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.;
Азасков В.М., д.т.н.; Байрак О.М., д.б.н.;
Барабаш О.В., д.т.н.; Барановська В.Є., к.е.н.;
Белецкий В.М., д.т.н. (Польща);
Білявський Г.О., д.г.-м.н.;
Богдасаров М.А., д.г.-м.н. (Республіка Білорусь)
Бондаренко О.А., д.б.н.; Вашенко В.М., д.ф.-м.н.;
Галушкіна Т.П., д.е.н.; Гавриленко В.В., д.т.н.;
Глушков О.В., д.ф.-м.н.; Дутов О.І., д.с.-г.н.;

Захматов В.Д., д.т.н.; Зубова Л.Г., д.т.н.;
Ільїн В.М., д.б.н.; Ільїн О.Ю., д.т.н.;
Іващенко Т.Г., к.т.н.;
Козелков С.В., д.т.н.; Коростіль Ю.С. (Польща), д.т.н.;
Костишин С.С., д.б.н.; Кравченко Ю.В., д.т.н.;
Крайнов І.П., д.т.н.; Кутлахмедов Ю.О.; д.б.н.;
Лапшин Ю.С., д.т.н.; Левченко О.М., д.е.н.;
Мальований М.С., д.т.н.;
Машков В.А. (Чехія), д.т.н.;
Машков О.А., д.т.н.; Мокін В.Б., д.т.н.;
Моргун В.А., д.і.н.; Неділько С.М., д.т.н.;
Пашков Д.П., д.т.н.; Пекло А.М., к.б.н.;
Петриашвили Г., д.т.н. (Польща);
Петрук В.Г., д.т.н.;
Рудько Г.І., д.т.н., д.г.-м.н., д.г.н.;
Саталкін Ю.М., к.т.н.; Соколов Ю.М., д.т.н.;
Тимошенко М.М., к.т.н.; Третяк А.М., д.е.н.;
Трофимчук О.М., д.т.н.; Тупкало В.М., д.т.н.;
Христо Атанасов Крагунов (Болгарія),
PhD, професор;
Чумаченко С.М., д.т.н.; Шматков Г.Г., д.б.н.;
Prof.Dr. Clemens Walther (Німеччина)
Prof.Dr. Jan-Willem Vahlbruch (Німеччина)
Prof.Dr. Stefan Bister (Німеччина)

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

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

© Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, 2015

ЗМІСТ

Бондар О.І., Машков О.А., Абідов С.Т. Системний аналіз екологічної небезпеки у зоні проведення антитерористичної операції на сході України: біосферні конфлікти та транскордонне забруднення5

РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ27

Байрак О. М., Лукіша В. В., Полянська К. В., Богомаз М. В.Ландшафтна, біотична і агроекологічна цінність проєктованого регіонального ландшафтного парку «Лісостеповий чорноземний» (Полтавська область)27

Плига А. В. Структура орнітоценозів свіжих сосново-дубових суборів київського полісся в гніздовий період35

ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ.....45

Бодюк А.В. «рентна» плата за транспортування водневих енергетичних ресурсів45

ТЕОРЕТИЧНА ЕКОЛОГІЯ.....53

Гулай О. В. Алелопатичний вплив *Najas major* на бактерії *Erysipelothrix rhusiopathiae*53

Заїченко Н.В. Індикаторне значення паразитів риб для оцінки екологічного стану водних об’єктів60

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ68

Захматов В., Щербак М. New Technology of Pulse forest Fire-Fighting (PFFF).....68

Mashkov V.A., Mashkov O.A., Abidov S.T. Problems of organisation of test performance in sensor networks applied for environment monitoring.....79

Іваненко І.М.Адсорбція на вуглецевих нанотрубках: огляд89

ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО100

Козлов І.І. Оцінка ризиків радіологічних наслідків фукусімської катастрофи99

Кучеренко В.Л. Екологічні аспекти експлуатації біомедичної апаратури за технічним станом.....	107
Липська А.І., Ніколаєв В.І., Шитюк В.А., Куліч Н.В. Сучасний стан техногенних радіонуклідів у ближній зоні чаєс	114
Рудько Г.І., Плахотний С.А. Екологічна безпека вугільних родовищ донецького вугільного басейну	121

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Бондар О.І., Лозовіцький П.С., Косянчук В.Д. Екологічний стан чорноземів звичайних поблизу Первомайська миколаївської обл. Після ліквідації шахтно-ракетних комплексів.....	129
---	-----

Азаро в С.І., Сидоренко В.Л., Середа Ю.П. Радіаційні наслідки лісових пожеж в Україні	148
---	-----

Стискал О. А., Петрук В. Г. Небезпека побічних продуктів хлорування у питній воді для живих систем	154
--	-----

СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО

Лоза Є. А., Патлашенко Ж.І., Абідов С.Т. Теоретичні аспекти розрахунку малогабаритних спектрополариметрів для екологічного моніторингу атмосфери землі.....	162
---	-----

Бондар М.О., Рудько Г.І., Нецький О.В., Патлашенко Ж.І. Екологічна безпека промислово-міських агломерацій у зв'язку з розвитком зсувного процесу (на прикладі м. Києва).....	173
--	-----

УДК: 504:3703; 502; 541;553

СИСТЕМНИЙ АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ У ЗОНІ ПРОВЕДЕННЯ АНТИТЕРОРИСТИЧНОЇ ОПЕРАЦІЇ НА СХОДІ УКРАЇНИ: БІОСФЕРНІ КОНФЛІКТИ ТА ТРАНСКОРДОННЕ ЗАБРУДНЕННЯ

О.І. Бондар, О.А. Машков, Абідов С.Т.

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

В статті розглядаються питання системного аналізу екологічної небезпеки у зоні проведення антитерористичної операції з позиції біосферних конфліктів та транскордонного забруднення. Аналізується динаміка викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними та пересувними джерелами. Запропоновані організаційно-правові засади державного управління по ліквідації екологічних наслідків бойових дій в зоні проведення антитерористичної операції. **Ключеві слова:** системний підхід, система природокористування, антитерористична операція, екологічні наслідки, екологічна безпека.

Системный анализ экологической опасности в зоне проведения антитеррористической операции на востоке Украины: биосферные конфликты и трансграничное загрязнение. О.И. Бондарь, О.А. Машков., С.Т. Абидов. В статье рассматриваются вопросы системного анализа экологической опасности в зоне проведения антитеррористической операции с позиции биосферных конфликтов и трансграничного загрязнения. Анализируется динамика выбросов загрязняющих веществ в атмосферу стационарными и передвижными источниками. Предложены организационно-правовые механизмы государственного управления по ликвидации экологических последствий боевых действий в зоне проведения антитеррористической операции. **Ключевые слова:** системный подход, система природопользования, антитеррористическая операция, экологические последствия, экологическая безопасность.

System analysis of environmental hazards in the area of antiterrorist operations in the East of Ukraine: biosphere conflicts and transboundary pollution. O.I. Bondar, O.A. Mashkov., S.T. Abidov The article considers the issues of system analiz environmental hazard in the area of antiterrorist operations from the perspective of the biosphere conflicts and transboundary pollution. The dynamics of emissions of pollutants into the atmosphere from stationary and mobile sources. The proposed organizational and legal mechanisms of public control over the environmental consequences of military actions in the area of antiterrorist operations. **Keywords:** approach of the systems, system of prirodokoristuvannya, anti-terror operation, ecological consequences, ecological safety.

Вступ

Стрімкий розвиток цивілізації в останні десятиріччя ставить перед усіма державами світу потужні екологічні виклики. Разом з тим, еколо-

гічна сфера інтегрально пов'язана з економікою, соціальною та науковою галузями. Комплексне запровадження сучасних підходів у сфері збереження довкілля є невід'ємною частиною загальної мети уряду будь-

якої країни поліпшити якість життя своїх громадян, забезпечити процвітання майбутніх поколінь.

Сьогодні екологічні проблеми сходу України переросли в глобальну проблему всієї країни. Вирішення цих проблем вимагає співробітництва органів виконавчої влади, об'єднання зусиль міжнародних організацій, громадських об'єднань і всього населення країни. Нинішню екологічну ситуацію на сході України в цілому можна охарактеризувати як напружену. Існуючий рівень екологічної безпеки здебільшого обумовлений надзвичайно високим техногенним навантаженням та результатами бойових дій в зоні проведення антитерористичної операції на території України. Нажаль, прояви екологічної небезпеки для здоров'я і життя людей в різних регіонах України внаслідок негативного впливу техногенної діяльності та небезпечних природних процесів останнім часом набувають тенденції до зростання.

Забруднюючі речовини, що надходять у навколишнє середовище на території держави, у результаті процесів переносу можуть перетинати національні кордони й забруднювати території інших держав. Джерелами надходження цих забруднюючих речовин у навколишнє середовище є викиди їх в атмосферу, скидання в поверхневі води суші (ріки, озера), у морські води в межах національної акваторії. Відповідно до «Конвенції про трансграничне забруднення повітря на великі відстані» трансграничне забруднення повітря на великі відстані означає забруднення повітря, фізичне джерело якого знаходиться повністю або частково в межах території, що перебуває під національною

юрисдикцією однієї держави, і негативний вплив якого проявляється на території, що перебуває під юрисдикцією іншої держави, на такій відстані, що в цілому неможливо визначити частку окремих джерел чи груп викидів.

З огляду на трансграничний характер переважної більшості екологічних проблем, обмеженість національних ресурсів для їх вирішення та необхідність поєднання зусиль на наднаціональному рівні, розвиток демократичних процесів в Україні та її прагнення до інтеграції в Європейське співтовариство, міжнародне природоохоронне співробітництво стало логічним і необхідним елементом державної діяльності.

Основну роль у трансграничному забрудненні практично завжди відіграють атмосферні викиди. Це пов'язано з тим, що саме в такому випадку найчастіше реалізуються можливості далекого, у тому числі трансграничного, переносу забруднюючих речовин. Основними факторами, що визначають роль забруднюючих речовин в атмосферному трансграничному переносі, є характер поширення цих речовин і продуктів їхнього перетворення в атмосфері; обсяг викидів; подальша міграція й трансформація в інших середовищах після випадання з атмосфери; вплив на природні процеси й екосистеми.

Під трансграничним забрудненням повітря розуміють забруднення атмосфери, фізичне джерело якого розташоване повністю або частково на території, яка знаходиться під національною юрисдикцією однієї держави, і негативна дія якого проявляється на території, яка знаходиться під юрисдикцією іншої держави, на

такій відстані, що в цілому неможливо визначити частку окремих джерел або груп джерел викидів.

Щоб управляти процесом поширення трансграничного забруднення, Організація Об'єднаних Націй, Економічна Комісія для Європи ініціювали Конвенцію про трансграничне забруднення повітря на великі відстані (1979). Основними принципами діяльності сторін Конвенції ЄЕК ООН про трансграничне забруднення повітря на великі відстані є охорона людини й навколишнього середовища від забруднення повітря. Конвенція встановила необхідність проведення регулярних спостережень і досліджень впливу трансграничних повітряних потоків токсичних речовин, насамперед, на природні екосистеми, а також на соціально-екологічні системи. На сьогодні прийняті 8 протоколів до вищезгаданої Конвенції, що мають особливе значення для її реалізації.

Співробітництво держав у рамках вищезгаданих актів реалізується за такими основними напрямками: взаємні консультації й переговори; моніторинг й оцінка стану навколишнього середовища; обмін науковою, технічною, технологічною інформацією, обмін фахівцями; контроль за реалізацією актів у формі періодичних доповідей, повідомлень і нарад.

І. Організаційно-правові засади державного управління щодо ліквідації екологічних наслідків бойових дій в зоні АТО.

Беручи до уваги системний характер проблем у зоні АТО, їх органічну кореляцію з усіма політичними, соці-

альними 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:

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 відновлення інфраструктури Луганської та Донецької областей.

Можливо 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.1.

Як засвідчили, проведені нами системні дослідження, пріоритети системних рішень щодо механізмів екологічної безпеки України в зоні АТО доцільне 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.

1.1. Економічний аспект екологічної безпеки в зоні АТО

Ефективним способом регулювання безпеки у зоні АТО є економічні механізми, які умовно об'єднуються

у дві групи: механізми відшкодування збитків та механізми запобігання їм.

Механізми відшкодування збитків, що виникли в зоні АТО, мають забезпечувати проведення оцінки збитків, потреби у компенсаційних ресурсах та відшкодування витрат. При цьому варто розрізняти дві форми збитку - нанесений і відшкодований. Повністю оцінити збитки практично неможливо. Однак досить повно можна визначити збитки, нанесені:

- людині, беручи до уваги додаткові витрати щодо відновлення її здоров'я та матеріального достатку);
- природі, виходячи з величини додаткових витрат, необхідних для відновлення екологічної рівноваги;
- народному господарству, враховуючи витрати на відшкодування втрат продукції та збитків підприємствам.

Важливий засіб компенсацій - система страхування, ефективне функціонування якої передбачає реалізацію ряду принципів:

- тісний зв'язок страхування з картами ризику та розподіл страхових внесків між об'єктами залежно від очікуваних збитків;
- обов'язкове страхування об'єктів з підвищеним ризиком та їхніх працівників; при цьому, як доповнення до обов'язкового, слід створити систему добровільного страхування (для населення, підприємств);
- перетворення системи страхування на один з найважливіших елементів контролю за рівнем безпеки у регіоні.

Органи страхування мають оперативно реагувати на зміни ситуації шляхом зменшення або збільшення

страхових внесків залежно від ймовірності аварії або катастрофи.

Система компенсацій зобов'язана відшкодувати збитки також незастрахованій частині населення та підприємствам, компенсувати втрати здоров'я, житла, роботи, продукції тощо. Необхідно створювати додаткові потужності і значні запаси коштів для відшкодування втрат виробничого та невиробничого характеру, розширювати можливості системи охорони здоров'я, мати резерв житлового фонду для біженців. До системи компенсацій входить також інвестиційна діяльність тривалого характеру, яка дозволить за рахунок спеціальних резервних фондів відновити житло, об'єкти економіки та втрачену екологічну рівновагу.

Механізми запобігання збиткам. Ці механізми мають забезпечувати: правовий та економічний захист діяльності щодо запобігання збиткам; правову й економічну відповідальність за збільшення величини ризику; зацікавленість суб'єктів господарювання й управління у запобіганні ризику. Даний механізм має заходи як економічного, так і адміністративного характеру. Його складові можна умовно об'єднати у п'ять груп.

Перша група механізмів пов'язана зі зміною структури народного господарства на користь галузей, які задовольняли б потреби людини. Важливим напрямком підвищення рівня безпеки є також усунення структурних диспропорцій на користь переробних галузей, зокрема виробництв по переробці відходів вторинних ресурсів.

Друга група складається з механізмів, які мають сприяти зниженню аварій. До них, передусім, відносять

платні квоти за ризик, що дозволяє створити ринок квот і підтримувати мінімальний рівень ризику в цілому по регіону. Придбання одними підприємствами в інших квот ризику допускає субсидіювання заходів щодо підвищення безпеки.

Такий суто економічний механізм може доповнюватися адміністративно-економічними заходами. Насамперед йдеться про систему штрафів за перевищення встановлених квот на ризик у регіоні. Щоб зацікавити підприємства у зменшенні величини ризику, необхідно створити спеціальні регіональні фонди та передбачити регулярні виплати премій за зниження ризику.

Третя група механізмів вимагає заміни і вдосконалення технічної бази, відновлення обладнання, впровадження нових технологій та інформаційних систем.

Четверта група покликана розширити ринок кваліфікованих кадрів і реорганізувати систему перепідготовки працівників.

П'ята група механізмів спрямована на стимулювання інвестицій, які запобігали б збиткам, за допомогою податкової політики.

Розв'язання даної проблеми залежить, передусім, від покращення економічної ситуації в державі.

Першочерговими завданнями, що існують в економічній проблемі екологічної безпеки України в зоні АТО, на наш погляд, є:

- розробка методів визначення економічних наслідків військових дій в зоні АТО;
- розробка ефективних економічних механізмів відповідальності та стимулювання підвищення рівня промислової безпеки в зоні АТО;

- створення цілісної системи методик і нормативних документів, що мають регламентувати економічні наслідки військових дій в зоні АТО.

Система державного управління в Україні поки що не створила умов для вкладання значних інвестицій на реалізацію природоохоронних заходів, спрямованих на зменшення загроз наслідків військових дій в зоні АТО.

1.2. Організаційно-управлінський аспект екологічної безпеки

До реалізації заходів, спрямованих на досягнення, підтримку і контроль за дотриманням вимог екологічної безпеки, повинні залучатися різні міністерства, відомства, установи й організації держави. Складовими виконання вимог екологічної безпеки України є забезпечення хімічної, фізичної (іонізуюче та електромагнітне випромінювання, шуми), біологічної, промислової безпеки та запобігання природним катастрофам.

Результат від проведення таких заходів можна буде отримати тільки за 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 державна система екологічної безпеки України.

Державна система екологічної безпеки України - це сукупність державних заходів (правових, економічних, технічних, гуманітарних і медичних), спрямованих на підтримку рівноваги між її екосистемами та антропогенними й природними наван-

таженнями. Структура даної системи має складатися із органів управління, сил і засобів, що забезпечують її функціонування.

Серед першочергових організаційно-управлінських проблем техногенної безпеки України в зоні АТО можна виділити такі:

- розробка національної політики та законодавчої бази у цій сфері;
- створення цілісної системи державного управління безпекою;
- посилення контрольних функцій з боку держави за дотриманням техногенної безпеки;
- створення системи державних резервів;
- впровадження нової системи навчання й атестації фахівців у сфері промислово-природної безпеки.

1.3. Основні вимоги до нормування якості навколишнього середовища України в напрямку забезпечення екологічної безпеки

Нормування якості навколишнього природного середовища у зоні АТО доцільне проводити з метою встановлення гранично допустимих норм впливу на навколишнє природне середовище, що гарантує екологічну безпеку населення та збереження генетичного фонду, забезпечення раціонального використання та відтворення природних ресурсів в умовах стійкого розвитку господарської діяльності держави. Нормативи гранично допустимих шкідливих впливів, а також методи їх визначення необхідно визначити спеціально уповноваженими на це державними органами України.

З урахуванням природно-кліматичних особливостей, а також підвищеної соціальної цінності окремих територій (заповідників, заказників, національних парків, курортних і рекреаційних зон) для них необхідно установлювати більш жорсткіші нормативи гранично допустимих шкідливих впливів на довкілля.

Система екологічного нормування повинна охопити всі фактори екологічних ризиків, пов'язаних із розміщенням, будівництвом та експлуатацією промислових об'єктів і комплексів зі створенням нової техніки, технології та матеріалів.

Важливою вимогою є узгодження нормативів з процедурами експертизи проектів і екологічним моніторингом. Поточними заходами, що мають упередити екологізацію управління природокористуванням, повинно стати законодавче закріплення вимог обов'язкового проведення державної та громадської екологічної експертизи планів і проектів. Система засобів і стимулів економічного й іншого характеру для дотримання законів і норм в області навколишнього середовища у зоні АТО є недостатньою. Існує реальна можливість їх уникати, санкції за їх недотримання надто м'які. Так, наприклад, різні контролюючі органи можуть лише пропонувати покарання, але не можуть самі їх здійснювати. Запропонована раніше санкція часто змінюється або відміняється взагалі. Централізація і пов'язана з нею монополізація деяких виробництв спричинили ситуацію, коли порушення стану навколишнього середовища не припинялося й не закривалося, оскільки було для нас життєво необхідним. Сума штрафів,

у випадку, коли вони не зменшувалися чи взагалі не відмінялися, часто входила до виробничих витрат.

Отже, головними механізмами виконання державної системи екологічної безпеки України в зоні АТО повинні бути:

- організація, управління та контроль за дотриманням вимог екологічної безпеки в зоні АТО;
- планування та координація комплексних програм охорони довкілля та раціонального природокористування;
- контроль за дотриманням єдиної державної політики, що гарантує надійність і стійке функціонування народногосподарських об'єктів безпеки;
- запобігання та ліквідація екологічних наслідків промислових аварій, природних катастроф і стихійних лих;
- оцінка стану екологічної безпеки на всій території України і в окремих її адміністративно-територіальних утвореннях, прогнозування її динаміки.

1.4. Технологічні аспекти екологічної безпеки

Нижче наведено рекомендації, які слід враховувати щодо екологічних нормативів при підготовці екологічного законодавства з питань ліквідації наслідків бойових дій в зоні АТО.

Забезпечення законодавчої бази з питань ліквідації наслідків бойових дій в зоні АТО передбачає наступні заходи:

Розробка науково-обґрунтованих екологічних нормативів та узгодження їх з існуючими законодавчими актами.

Внесення відповідних змін і доповнень до адміністративного та кримінального Кодексів України.

Запровадження системи економічно-відчутних штрафних санкцій за порушення норм природокористування.

Розроблення відповідних підзаконних актів до Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища».

Забезпечення дотримання законів щодо охорони навколишнього природного середовища.

Розроблення механізмів економічного стимулювання екологічної діяльності, які дозволили б забезпечити необхідний баланс екологічних та економічних інтересів. Це стосується передусім заходів державної підтримки тих видів інвестиційної і підприємницької діяльності, що спрямовані на покращання екологічної безпеки і охорони навколишнього середовища, наприклад, різних стимулів і пільг, особливо податків.

Прийняття додаткових заходів з удосконалення кримінальної відповідальності за екологічні злочини, передбачаючи при цьому відповідальність за найбільш небезпечні види посягань на навколишнє середовище та окремі її елементи, узгоджуючи при цьому зміст кримінально-правових норм з базовим екологічним законодавством.

1.5. Наукові аспекти екологічної безпеки з питань ліквідації наслідків бойових дій в зоні АТО

Нині неможливо побудувати надійну систему безпеки без знань фундаментальних наукових законів

впливу шкідливих антропогенних чинників на екосистеми, включаючи й людину. Знаючи стан екосистеми та закони розвитку природи і суспільства, можна завчасно спрогнозувати зміни стану природного середовища і передбачити небажані наслідки таких змін або завчасно запобігти їх. Для цього потрібно приділити значну увагу науково обґрунтованому регулюванню різних антропогенних навантажень на навколишнє середовище.

Все це висуває на передній план опрацювання цілої низки першочергових теоретичних задач екологічного нормування антропогенних навантажень, серед них:

1. Опрацювання теоретичних основ формування нооценозів - фундаментальна проблема сучасної науки та стратегічний напрям забезпечення екологічної безпеки суспільства. Першочерговою задачею є опрацювання критеріїв екологічної безпеки (ноосферосумісного) розвитку виробничих сил й опрацювання на цій основі системи екологічних нормативів.

2. Задача опрацювання наукових основ екологічного нормування антропогенних навантажень на природні системи України повинна розв'язуватися у тісній взаємодії з іншими задачами, спрямованими на розв'язання протиріч, що виникають при взаємодії природи і людини.

3. Важливою задачею має бути визначення допустимих границь показників динаміки екологічних систем різного рангу, перевищення яких свідчить про наближення до критичного стану. При цьому вибір масштабу величин цих показників залежить від конкретних обставин, проте

правилом тут має бути мінімізація ризику катастрофічної зміни екологічної системи вищого рангу.

4. В центрі уваги гігієнічних нормативів знаходяться прояви токсичності на рівні окремого організму і його прийдешніх поколінь. При опрацюванні наукових основ екологічної регламентації необхідно керуватися іншими принципами, оскільки основним об'єктом нормування є природні екосистеми (популяції, спільноти, біогеоценози тощо).

Екологічні нормативи не є абсолютно жорсткими, і задача нормування, по суті, зводиться до пошуку компромісу між вимогами дотримання якомога далі від межі стійкості екологічної системи і отримання максимально можливої продукції з урахуванням технологічних можливостей того чи іншого виду господарської діяльності.

Крім того, екологічні нормативи повинні бути орієнтовані не на величину збитків і наслідки конкретних видів впливу на природні комплекси, а на реакцію біологічних систем. Нова система природоохоронних нормативів і правил повинна спрямовувати екологічну безпеку України на досягнення конкретних природоохоронних результатів, а не на створення засобів природоохоронного призначення.

Можна знайти досить ефективні системні рішення завдяки розробці й впровадженню наукових основ державної політики, які функціонують у ході виконання державних, регіональних, галузевих науково-технічних проблем. Так, багатий статистичний та аналітичний матеріал про параметри та динаміку змін навколишнього

середовища аналізується і публікується щорічно у цілій низці видань.

Серед першочергових завдань науково-технічної проблеми екологічної безпеки України виділяються такі:

- створення реальних наукових основ забезпечення промислової безпеки, безпеки складних технічних систем, людей і довкілля;

- розробка методів оцінки небезпеки промислових об'єктів;

- розробка наукових засад концепції прийнятного ризику стосовно умов функціонування української промисловості;

- створення банку даних та системи моніторингу техногенної безпеки;

- розробка прогнозних оцінок і сценаріїв розвитку природних екосистемних змін в Україні та адекватних заходів реагування;

- розробка соціально-економічних, нормативно-правових та організаційних заходів для стійкого розвитку України в умовах переходу до ринкових відносин з урахуванням загроз, що мають техногенне, стихійне або техногенно-стихійне походження;

- розробка математичних моделей зниження потенційних загроз промислових об'єктів для розв'язання широкого кола оптимізаційних задач, пов'язаних зі зниженням загроз для населення.

1.6. Гуманітарний аспект екологічної безпеки (уроки військових дій в зоні АТО)

Наслідки бойових дій в зоні вимагають комплексного вирішення наступних питань:

- Екологічна етика. Саме етика може сформувати уявлення про "екологічний імператив" - заборонену межу, переступати яку людство не має права за жодних обставин.

- Екологічна освіта. Сьогодні створилася ситуація, за якої використання природних ресурсів без достатніх знань про те, якими будуть наслідки змін, стає неприпустимим. Успішне розв'язання проблеми екологічної безпеки можливе лише за умови освіти громадян в поєднанні з їхнім екологічним вихованням. Екологічна освіта виступає як самостійний елемент загальної освіти. Екологічне знання включає усвідомлення та розуміння дії екологічних законів, принципів взаємовідносин різних об'єктів природи між собою та з людиною, організації, управління, використання природи та її ресурсів для забезпечення життєдіяльності людини та людства, необхідності побудови відносин між природою і людиною на розумних началах, на принципах функціонування "ноосфери".

- Екологічна свідомість та екологічне мислення. Екологічна свідомість - це відображення не тільки діяльності щодо захисту природи, але й ставлення до неї, до умов, в яких вона перебуває, оцінка ситуації, зважування цілей і можливостей їхнього досягнення.

- Екологічне виховання. Екологічне виховання передбачає формування еколого-світоглядних переконань, цінностей і норм екологічної етики, навичок природоохоронної роботи. Виховання любові до природи сприяє формуванню доброти, милосердя. Водночас виховання моральних якостей, гуманності робить громадянина активним захисником

природи. Повага до життя, емоційне ставлення до всього живого є внутрішнім збудником, регулятором поведінки, більш могутнім, ніж караюча стаття закону.

Елементарні знання про природу діти отримують в сім'ї або в дитячому садку. Програма виховання дітей у дитячому садку передбачає виховання у дітей любові до рідної природи, вміння сприймати та глибоко відчувати її красу, дбайливо ставитися до рослин і тварин, засвоювати елементарні знання про природу та її явища.

У процесі шкільного навчання та виховання у школярів виховується почуття громадянської відповідальності за вирішення проблем охорони навколишнього середовища, особистої причетності до цієї важливої справи, формується культура поведінки щодо природи з урахуванням сучасних вимог охорони навколишнього середовища. В системі професійно-технічної освіти проводиться широке ознайомлення з різними аспектами охорони природи, у тому числі із соціальними (економічними, юридичними). При вивченні предметів природничого циклу розкриваються природничо-наукові питання, при вивченні предметів професійно-технічного циклу розглядаються характер впливу тієї чи іншої галузі промисловості або сільського господарства на природу і заходи щодо запобігання цьому впливові.

Екологічна освіта є обов'язковим елементом навчання у формі читання окремих курсів або включення у різні дисципліни окремих розділів і тем, присвячених питанням охорони природи та раціонального природокористування.

Актуальною та невідкладною проблемою є вдосконалення природо-охоронної освіти спеціалістів, які вже працюють і діяльність яких пов'язана з впливом на навколишнє середовище. Значення підвищення кваліфікації фахівців полягає в тому, що органічне поєднання основної спеціальності з підготовкою в галузі навколишнього середовища дає комплекс знань і навичок, необхідних для організації раціонального природокористування.

Важливим чинником підвищення екологічної культури суспільства та оптимізації природоохоронної справи держави є екологічна інформація. Державну систему екологічного інформування в Україні забезпечує Міністерство екології та природних ресурсів. Оперативне інформування громадян з різних питань екології, охорони природи здійснюють засоби масової інформації через випуски інформаційних служб УТ і УР. Екологічна інформація може забезпечувати різний ступінь екологічних знань, різну їхню глибину, ґрунтовність залежно від індивідуально-психологічних особливостей, віку, життєвого досвіду, професійної приналежності, соціальної та моральної позиції індивіда. Необ'єктивне знання призводить до формування та розвитку лише викривленої екологічної свідомості.

II. Відновлення Донбасу на екологічних засадах

Проблема, яка потребує розв'язання

Забезпечення відновлення Донбасу на екологічних засадах є важливим чинником для приведення природокористування на Донбасі у від-

повідність з вимогами екологічної безпеки в нинішніх соціальних та економічних умовах та невід'ємна умова сталого економічного та соціального розвитку України. Тому необхідне системне вирішення проблем розбудови та відродження Донбасу. Загальна соціальна, економічна та екологічна ситуація в зоні АТО є максимально нестабільною, впритул наближеною до катастрофічного стану. Проблема екологічної безпеки, враховуючи наслідки військових дій в зоні АТО, набула в Україні безпрецедентних масштабів. Проблеми антропогенного впливу на природне довкілля України об'єктивно вимагають радикальної екологізації суспільно-політичної думки, посилення уваги до вирішення природоохоронних проблем на всіх рівнях організації суспільства, пошуку новітніх підходів їхнього розв'язання на основі пріоритету екологічних законів і наукових знань. Потрібно включити еколого-техногенну складову АТО (ризиків) у склад геополітичних заходів, так як порушення рівноваги надр внаслідок некерованого затоплення шахт перетворить регіон Донбасу в екологічну пустелю, яка може бути не підйомною в соціо-економічному плані для України.

Основні причини виникнення проблеми пов'язані наслідками військових дій в зоні АТО, діями сепаратистів та необхідністю відновлення Донбасу. 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 швидко приводять до соціальної напруги (екологічні проблеми, соціа-

льні конфлікти). В результаті АТО в зоні бойових дій була порушена на регіональному, територіальному та об'єктовому рівнях екологічно-техногенна безпека. У зв'язку з цим відбулися небезпечні зміни екологічного стану навколишнього природного середовища, які охоплюють територію близько 30 тис. км², де мешкає до 5 млн. населення.

Метою відновлення Донбасу на екологічних засадах є вирішення актуальних завдань соціально-економічного, екологічного, культурного, інформаційного і науково-освітнього розвитку Донбасу, забезпечення національної безпеки та захисту геополітичних інтересів держави, збереження безпечного для існування живої і неживої природи навколишнього середовища, захисту життя і здоров'я населення від негативного впливу, зумовленого забрудненням навколишнього природного середовища, досягнення гармонійної взаємодії суспільства і природи, охорону, раціональне використання і відтворення природних ресурсів Донбасу. Забезпечення екологічної безпеки в зоні АТО- основний спосіб розв'язання екологічних проблем, який гарантує громадянам України розвиток і проживання в біосферосумісній формі

Напрямами відновлення Донбасу на екологічних засадах є:

Соціальний та економічний розвиток Донбасу.

Покращення стану атмосферного повітря:

- зменшення викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря;
- недопущення транскордонного забруднення атмосферного повітря;

- забезпечення якості атмосферного повітря в населених пунктах;

- забезпечення безпечного стану радіаційного забруднення атмосферного повітря;

- недопущення використання озоноруйнівних речовин;

- недопущення впливу забруднюючих речовин на здоров'я людини та біорізноманіття;

- впровадження заходів, спрямованих на покращення стану атмосферного повітря;

Відновлення стану водних ресурсів та підвищення ефективності їх використання:

- відновлення водозабезпеченості території Донбасу;

- створення ефективної системи водокористування та водовідведення;

- зменшення (очищення) забруднення поверхневих вод;

- недопущення транскордонного забруднення поверхневих вод;

- підвищення якості поверхневих вод;

- підвищення якості питної води для покращення здоров'я населення Донбасу;

- покращення екологічного стану Азовського моря;

- впровадження заходів щодо покращення стану водних об'єктів.

Збереження на Донбасі біологічного та ландшафтного різноманіття, розвиток природно-заповідного фонду Донбасу в національній екологічній мережі.

Відновлення земельних ресурсів і ґрунтів.

Збереження надр Донбасу та їх ефективне використання.

Раціональне поводження з відходами (збирання, зберігання, утиліза-

ція та видалення) та використання відходів як вторинної сировини.

Забезпечення екологічної безпеки на Донбасі (на об'єктах, що становлять підвищену екологічну небезпеку).

Відновлення промисловості Донбасу з використанням сучасних енергозберігаючих та екологічно безпечних технологій.

Відродження сільського господарства (органічного сільського господарства).

Відбудовування енергетичного комплексу Донбасу з використанням відновлювальних джерел енергії та розвитком альтернативної енергетики.

Розбудова транспортних систем та впровадження заходів щодо зменшення впливу транспорту на довкілля

Структурна перебудова та екологізація економіки Донбасу, впровадження елементів «більш чистого виробництва»

Удосконалення системи державного управління у сфері охорони навколишнього природного середовища Донбасу (удосконалення системи управління та нормативно-правового регулювання у сфері охорони довкілля та екологічної безпеки, державний контроль за додержанням вимог природоохоронного законодавства, виконання державних цільових екологічних програм, моніторинг навколишнього природного середовища, державна екологічна експертиза, формування економічних засад природокористування та економічних механізмів природоохоронної діяльності, забезпечення технічного регулювання у сфері охорони довкілля, екологічної безпеки та раціонального природокористування, до-

звільна діяльність у сфері природокористування, екологічний аудит).

Забезпечення участі громадськості в процесі прийняття рішень з питань, що стосуються довкілля, підтримка діяльності громадських екологічних організацій, громадських рад.

Відновлення на Донбасі екологічної освітнянської діяльності та інформування.

Міжнародне співробітництво у галузі охорони довкілля Донбасу, Європейська та євроатлантична інтеграція, залучення міжнародної технічної допомоги та координація діяльності програм /проектів зовнішньої допомоги по розв'язанню питань екологічної реабілітації Донбасу.

Шляхи і способи розв'язання проблеми

Проблему передбачається розв'язати шляхом удосконалення механізму надання державної підтримки та забезпечення інвестиційної привабливості інноваційної екологічної діяльності в результаті:

- посилення ролі екологічного управління в системі державного управління України

- врахування екологічних наслідків під час прийняття управлінських рішень

- міжсекторального партнерства та залучення зацікавлених сторін

- запобігання надзвичайним ситуаціям природного і техногенного характеру

- запобігання надзвичайним ситуаціям природного і техногенного характеру

- подолання наслідків бойових дій на Донбасі

- участі громадськості та суб'єктів господарювання у формуванні та реалізації екологічної політики відновлення Донбасу

- відповідальності органів виконавчої влади за доступність, своєчасність і достовірність екологічної інформації про стан Донбасу

- державна підтримка суб'єктів господарювання, які здійснюють зменшення негативного впливу на навколишнє природне середовище на Донбасі.

- радикальної екологізації суспільно-політичної думки, посилення уваги до вирішення природоохоронних проблем на всіх рівнях організації суспільства, пошуку новітніх підходів їхнього розв'язання на основі пріоритету екологічних законів і наукових знань.

- створення системи екологічної безпеки в зоні АТО для задоволення екологічних вимог суб'єктів екосистеми яка за своєю пріоритетністю має бути поставлена на рівні національної безпеки України.

- створення експертно-аналітичного Центру еколого-ресурсного відновлення Донбасу;

- комплексного екоаудиту території з урахуванням чинників АТО по усьому регіону.

- районування за рівнем еколого-техногенної небезпеки, в т.ч. виділення територій за рівнем терміновості захисних заходів, можливими видами природокористування та господарської діяльності.

- термінового удосконалення моніторингу на базі засобів дистанційного зондування та аерокосмічних технологій, відновлення наземного моніторингу поверхневих і підземних вод, зон шахтних полів (гірничних

робіт, потенційно-небезпечних об'єктів);

- впровадження інституції екологічних волонтерів.

Нормалізація безпеки життєдіяльності 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. Це потребує низки термінових, середньострокових та довгострокових заходів:

- проведення комплексного екологічного обстеження;

- відновлення функціонування екологічного моніторингу (на регіональному, територіальному та об'єктовому рівнях), починаючи з дистанційного аерокосмічного зондування Землі, забезпечення удосконалення моніторингу стану еколого-техногенної безпеки з використанням технологій дистанційного зондування Землі, ГІС та інших засобів для збільшення його здатності щодо виявлення, прогнозування та попередження екологічних і техногенних загроз регіонального, міжрегіонального та трансграничного рівня, а також їх впливу на соціально-економічний розвиток регіонів України.

- відновлення функціонування Урядової інформаційно-аналітичної системи з надзвичайних ситуацій та провести на цій основі удосконалення системи раннього виявлення і попередження екологічних і техногенних загроз для безпеки на території Донбасу з урахуванням новітніх ризиків.

- виконання екологічного аудиту енергонебезпечних техногенних

об'єктів та їх екологічної паспортизації;

- створення комплексу екологічних карт по території негативних наслідків бойових дій з визначенням ступеня еколого-техногенної небезпеки;

- забезпечення стабільного водовідливу з затоплених шахт і утримання рівня підземних вод на безпечних глибинах;

- забезпечення еколого-безпечного водопостачання і водовідведення, та відновлення функціонування водо-тепло-енергетичних мереж;

- з метою ефективного контролю виконання вищезазначених заходів створити Міжвідомчу науково-технічну комісію за участю Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, місцевих державних адміністрацій та зацікавлених установ.

- підтримки громадських ініціатив та громадського контролю, формування сучасної екологічної освіти на Донбасі;

- проведення наукових досліджень з питань формування перспективної соціально-економічної інфраструктури Донбасу та шляхів її створення.

Відновлення Донбасу на екологічних засадах дасть змогу найшвидше ліквідувати наслідки бойових дій в зоні АТО та поступово та послідовно забезпечити сталий розвиток Донбасу, зокрема:

- здійснити розбудову Донбасу на принципах сталого розвитку та “зеленої” економіки;

- створити ефективну систему економічних механізмів щодо системного (комплексного) забезпечення

безпеки людини, природи та суспільства;

- подолати ресурсне марнотратство, низький рівень використання первинної сировини, вторресурсів і відходів до повторної переробки, впровадити мало- та безвідходні технології;

- радикально реформувати економіку, активізувати виробництво 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;

- побудувати (не реставрація та не ремонт пошкоджених будівель) нову сучасну та перспективну інфраструктуру житлових та виробничих територій;

- відновити енергетичний сектор Донбасу з використанням сучасних енергозберігаючих технологій (біопаливо, геліоенергетика, вітроенергетика) та раціонального використання традиційних джерел енергії (де це можливо та має перспективу);

- поводитись з відходами та наслідками бойових дій відповідно до сучасних екологічних стандартів;

- відновити заповідники на Донбасі;

- створити екологічний кадастр по Донбасу;

- сформувати сучасну екологічну освіту в Україні як методологічну основу «зеленої економіки» та сталого розвитку.

- посилити роль державної екологічної експертизи, інспекції і екологічного аудиту шляхом скасування підзаконних актів, які обмежують

вплив цих інструментів на стан екологічної безпеки;

- забезпечити обов'язковість екологічної паспортизації (з урахуванням сучасних підходів) всіх об'єктів людської діяльності (забезпечити дієвість Закону України про екологічну паспортизацію шляхом розробки і введення відповідних підзаконних актів);

- законодавчо ввести обов'язковість періодичного підвищення рівня екологічної компетентності державних службовців усіх рівнів управління;

- підготувати й затвердити Концепцію (стратегію) та Національний план комплексних дій щодо підвищення рівня екологічної безпеки України;

- розробити нову редакцію Закону України «Про екологічний аудит» розширивши функції екоаудиту стосовно екологічної безпеки;

- сприяти реалізації законодавчо-визначених завдань щодо підготовки і реалізації державних цільових програм з екологізації всіх галузей національної економіки;

- розробити й затвердити нову редакцію Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» з визначенням нових підходів і норм регулювання стану екологічної безпеки територій і акваторій.

Обсяг фінансових, матеріально-технічних, трудових ресурсів, необхідних для відновлення Донбасу на екологічних засадах.

Відновлення Донбасу на екологічних засадах, на наш погляд, доцільно здійснювати за рахунок коштів державного бюджету, інвестицій та

інших джерел, можливо створення вільних економічних зон.

Доцільно розробити нову, сучасну еколого-економічну політику Донбасу і реалізувати її, створити мережу вільних економічних зон за прикладом Китаю, Аргентини та інших країн та надати максимальну свободу «від центру» місцевим органам влади.

Концепцією передбачається виконання заходів з відновлення Донбасу у кілька етапів.

Перший етап – розмінування території, очищення її від залишків бомб, мін, снарядів та інших військових небезпечних предметів.

Другий етап – відновлення урбанізованих територій (будинків усях, містечках, містах) та шляхів сполучення, а також відновлення агроландшафтів (вирівнювання місцевості шляхом засипання ям (воронок) від розривів снарядів і мін, ребоніфікація сільгоспугідь і полів).

Третій етап – розробка і здійснення програм розвитку місцевих населених пунктів, промислових і сільськогосподарських об'єктів.

Пропозиції

1. Вважаємо за необхідне зробити об'єктивну оцінку впливу на навколишнє природне середовище наслідків біосферних конфліктів та трансграничного забруднення, діяльності сепаратистських та терористичних угруповань при проведенні антитерористичної операції на сході України. При цьому, доцільно здійснити екологічний моніторинг забрудненості басейнів прикордонних річок відходами і антропогенних ризиків у їх заплавах в контексті забезпечення сталого соціально-економічного і

просторового розвитку з одночасним покращенням інвестиційної привабливості прикордонних регіонів.

Мета цього заходу – безпосереднє зменшення забрудненості у басейнах прикордонних річок в результаті застосування чинних нормативно-правових актів з прогнозування, виявлення, ідентифікації/класифікації, обліку відходів, їх необхідної паспортизації та визначення кращих доступних технологій мінімізації.

2. Нами передбачається застосування вітчизняних напрацювань, апробація та гармонізація яких зі стандартами ЄС здійснювалась за проектами програми TACIS «Експериментальне впровадження австрійської програми ECOPROFIT у Екоєвро регіони для розширення можливостей застосування стандартів ISO 14000 по управлінню поведінкою з відходами» (2001), «Розробка стратегії гармонізації правової бази поведінки з відходами на державному та регіональному рівні зі стандартами ЄС» з Міністерством довкілля та сталого розвитку Франції (2004) та Британської Ради «Сприяння запровадженню “кращих доступних технологій” мінімізації відходів і ресурсозбереження» (2007).

3. Необхідно продовжити дослідження, узагальнення, оцінювання глобальних зміни хімічного складу й якості води басейну трансграничної річки Сіверського Дінця на основі даних моніторингових досліджень. Також потрібно дослідити й оцінити ступінь забруднення малих річок в зоні антитерористичної операції на сході України внаслідок бойових дій та встановити їх вплив на екологічний стан Донецької та Луганської областей. Пропонуємо розробити

екологічний паспорт басейну річок в зоні антитерористичної операції на сході України. Для цього потрібно дослідити й оцінити параметри кількісного й якісного ступеню забруднення трансграничного стоку басейну річок в зоні антитерористичної операції на сході України.

4. Доцільно розпочати науково-практичну роботу з оцінки та розроблення рекомендацій, нормативно-правових та методичних документів щодо мінімізації небезпечних екологічних наслідків, що виникли в результаті біосферних конфліктів та внаслідок надзвичайної екологічної прикордонної ситуації в зоні антитерористичної операції на сході України. Одним з результатів цієї роботи може бути розроблення та удосконалення практичних рекомендацій (методичні засади та регламент) організації екологічного моніторингу і масового контролю вмісту контамінантів у продуктах харчування та питній воді екологічної прикордонної ситуації в зоні антитерористичної операції на сході України.

5. Нами започаткована робота, в порядку науко-практичної ініціативи, по вивченню основних закономірностей розвитку небезпечної екологічної ситуації в результаті біосферних конфліктів в зоні антитерористичної операції на сході України, зокрема після бойових дій з урахуванням світового досвіду подолання наслідків техногенних катастроф. Очікуваний результат – розробка науково обґрунтованих підходів щодо локалізації і мінімізації негативних наслідків для населення і навколишнього природного середовища в наслідок біосферних конфліктів та надзвичайної екологічної прикордонної ситуації в зоні

антитерористичної операції на сході України. В подальшому потрібно розробити і впровадити Настанови до плану дій населення та прийняття невідкладних управлінських рішень в наслідок біосферних конфліктів та надзвичайної екологічної прикордонної ситуації в зоні антитерористичної операції на сході України.

6. Доцільно організувати навчання та підвищення кваліфікації фахівців з питань подолання наслідків біосферних конфліктів та надзвичайних екологічних прикордонних ситуацій. Також, враховуючи те, що останнім часом має місце інтенсивний розвиток виробництва екологічно чистої сільськогосподарської продукції, зокрема продукції для диетичного харчування, бажано започаткувати на договірних засадах навчання і перепідготовку фахівців і спеціалістів з комплексу питань забезпечення виробництва органічної продукції в Донецької та Луганської областей.

7. Після закінчення антитерористичної операції на Сході України пропонуємо провести еколого-експертну оцінку та виконати аналітичне опрацювання матеріалів проекту Угоди про розподіл вуглеводнів, які видобуватимуться у межах ділянки Словянськ, в тому числі положення щодо охорони навколишнього природного середовища. Маючи акредитовані лабораторії та досвід збору зразків повітря, води і ґрунту для оцінки стану навколишнього природного середовища та встановлення базових екологічних критеріїв та враховуючи недостатню вивченість родовищ сланцевого газу на Україні пропонуємо провести еколого-економічний моніторинг (дослідження) з

метою уточнення умов видобутку та прогнозування наслідків видобувної діяльності. Вважаємо за доцільне в межах ділянки Олеська проведення екологічного моніторингу згідно з українськими та міжнародними стандартами екологічного моніторингу. Зокрема: збір зразків води і ґрунту в межах територій, де проводитимуться операції з вуглеводнями, у складі оцінки стану навколишнього природного середовища на момент початку діяльності; після збору і аналізу даних – встановлення базових екологічних критеріїв; періодичні оновлення досліджень і моніторинг територій, на яких раніше здійснювався збір зразків; періодичність збору зразків і подальший моніторинг, що базується на результатах первинного збору зразків; аналіз матеріалів дистанційного зондування Землі і визначення наявності активності геологічних структур; доведення результатів аналізу зразків представникам обласних органів.

8. Доцільно порушити питання про відповідне кадрове забезпечення реалізації державної екологічної політики, сприяння розвитку екологічної освіти та освіти для сталого розвитку та посиленню інформаційно-просвітницької роботи для населення про екологічні наслідки діяльності сепаратистських та терористичних угруповань при проведенні антитерористичної операції на сході України. Вважаємо за доцільне на державному рівні продовжувати роботу щодо вдосконалення та впровадження механізмів екологічного менеджменту – екологічного аудиту, екологічної паспортизації та екологічного страхування, екологічної стандартизації, сертифікації та марку-

вання, «зелених» закупівель, екологічної експертизи тощо в зоні проведення антитерористичної операції на сході України. Пропонуємо проведення наукових еколого-експертних оцінок у містах та селищах Донецької та Луганської областей. Потрібно вдосконалити механізми поводження з промисловими та побутовими відходами, а також розробити технічну документацію та проведення еколого-експертних обґрунтувань проектів водокористування та провести екологічний аудит на підприємствах, які мають негативний вплив на довкілля.

9. Після проведення антитерористичної операції на сході України необхідно на рівні центральних органів виконавчої влади системно сприяти розвитку у містах та селищах Донецької та Луганської областей «зеленої економіки» та розвитку системи технічного регулювання, адаптації вітчизняного природоохоронного законодавства до міжнародного та європейського. Можливо на тендерній основі сприяти впровадженню нових фінансово-економічних та регуляторних механізмів реалізації екологічної політики та нової системи екологічного моніторингу та прогнозування стану природного середовища в зоні антитерористичної операції на сході України.

10. Для підвищення екологічної безпеки та ефективності екологічного контролю функціонування техногенних об'єктів підвищеної небезпеки в зоні антитерористичної операції на сході України пропонуємо розробити «дорожню карту» для створення регіонального центру моніторингу довкілля в зоні антитерористичної операції на сході України.

Це дозволить мінімізувати небезпечні екологічні наслідки, що виникли в результаті бойових дій та техногенних аварій на підприємствах в зоні антитерористичної операції на сході України та розробити систему раннього централізованого оповіщення населення про екологічну загрозу, виникнення надзвичайних ситуацій.

11. Доцільно продовжити науково-дослідну, практичну роботу з питань охорони довкілля з метою всебічного сприяння збереженню біорізноманіття, розвитку природно-заповідних територій, «зеленого туризму» в зоні антитерористичної операції на сході України. Одним з напрямів цієї роботи може бути - науково-методичне супроводження проектів актів щодо забезпечення функціонування системи державного обліку, моніторингу, звітності та проведення перевірок достовірності даних стосовно антропогенних викидів парникових газів, та їх адаптації до вимог екологічного законодавства Європейського Союзу в рамках Угоди про асоціацію між Україною та Європейським Союзом. Одним з результатів цієї роботи буде запровадження системи заходів щодо організації моніторингу та упередження безконтрольного застосування джерел іонізуючого випромінювання техногенного походження в зоні воєнних дій на сході України» з залученням державних контролюючих органів. Необхідність виконання цієї роботи визначається тим, що однією з потенційних проблем в зоні воєнних дій на сході України є наявність великої кількості діагностичних пристроїв з використанням потужних

радіаційних джерел. Також у Донецьку розташований регіональний спецкомбінат державної корпорації "УкрДО "Радон" зі зберігання радіоактивних відходів та відпрацьованих радіоактивних джерел. В результаті воєнних дій всі перераховані та інші джерела іонізуючого випромінювання можуть перейти у неконтрольований стан, а також можуть бути використані у терористичних цілях (так звані "брудні бомби").

12. Пропонуємо визначити для об'єктів природно-заповідного фонду та екомережі існуючі та можливі екологічні проблеми, катастрофи і трансграничні конфлікти в зоні антитерористичної операції: пошкодження лісових культур, лісові та степові пожежі внаслідок обстрілів; вирубування та випалювання лісоступу в результаті ведення бойових дій; пошкодження ґрунтового покриву (прізд техніки, облаштування таборів, обстріл території). Недопущення негативних екологічних наслідків: зниження рівня біорізноманіття; зниження природоохоронної цінності територій; порушення шляхів міграції тварин. Виконання цієї роботи дозволить забезпечити відповідний рівень охорони території після завершення бойових дій та проведення заходів з відновлення біорізноманіття.

13. Для успішного виконання визначених завдань необхідно вдосконалити чинне природоохоронне законодавство:

- посилити роль державної екологічної експертизи, інспекції і екологічного аудиту шляхом скасування підзаконних актів, які обмежують

вплив цих інструментів на стан екологічної безпеки;

- забезпечити обов'язковість екологічної паспортизації (з урахуванням сучасних підходів) всіх об'єктів людської діяльності (забезпечити дієвість Закону України про екологічну паспортизацію шляхом розробки і введення відповідних підзаконних актів);

- законодавчо ввести обов'язковість періодичного підвищення рівня екологічної компетентності державних службовців усіх рівнів управління;

- підготувати й затвердити Концепцію (стратегію) та Національний план комплексних дій щодо підвищення рівня екологічної безпеки України;

- розробити нову редакцію Закону України «Про екологічний аудит» розширивши функції екоаудиту стосовно екологічної безпеки;

- сприяти реалізації законодавчо-визначених завдань щодо підготовки і реалізації державних цільових програм з екологізації всіх галузей національної економіки;

- розробити й затвердити нову редакцію Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» з визначенням нових підходів і норм регулювання стану екологічної безпеки територій і акваторій; при розробці цього документу провести, під контролем Мінприроди, найширшого обговорення Закону і врахувати рекомендації провідних вчених і практиків в галузі охорони довкілля.

Приведення природокористування в зоні АТО у відповідність з вимогами екологічної безпеки в нинішніх соціо-економічних умовах є віддале-

ною перспективою, але зараз життєво важливо забезпечити поступальний і цілеспрямований розвиток у даному напрямку.

Література:

1. Стратегія 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.pd>
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. Настасенко О.Г., Бондар О.І., Машков О.А. Системний підхід щодо ліквідації екологічної катастрофи у зоні антитерористичної операції / Екологічні науки: науково-практичний журнал. К. : ДЕА, 2014.- №6, с. 5-20.
12. 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.
13. Нижник Н.Р., Машков О.А., Мосов С.П. Системний підхід до керівництва організацією: функція мотивації / Вісник УАДУ при Президенті України, 1998, №1, С.132-137.
14. Нижник Н.Р., Машков О.А., Мосов С.П. Контроль у сфері державного управління / Вісник УАДУ при Президенті України, 1998, №2, С.23-31.
15. Нижник Н.Р., Машков О.А. Системний підхід в організації державного управління. К., УАДУ при Президенті України, 1998, 160 с.

16. 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.
17. 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.
18. 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.
19. Машков О.А. Прийняття управлінських рішень в 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.
20. Машков О.А. Прийняття управлінських рішень в 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.
21. Машков О.А. Прийняття управлінських рішень в складних організаційних системах з погляду системного підходу (частина 3) (системні функції організаційного управління) / Моделювання та інформаційні технології / Інститут проблем моделювання в енергетиці НАН України, Вип. 56, 2010.,с. 115-132.
22. Машков О.А. Прийняття управлінських рішень в 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.

РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ

УДК 504.54:574.4:631.95

ЛАНДШАФТНА, БІОТИЧНА І АГРОЕКОЛОГІЧНА ЦІННІСТЬ ПРОЕКТОВАНОГО РЕГІОНАЛЬНОГО ЛАНДШАФТНОГО ПАРКУ «ЛІСОСТЕПОВИЙ ЧОРНОЗЕМНИЙ» (ПОЛТАВСЬКА ОБЛАСТЬ)

О. М.Байрак, В. В.Лукіша, Полянська К. В., Богомаз М. В.
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
03035, м. Київ, вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2

Обґрунтовано необхідність створення регіонального ландшафтного парку «Лісостеповий чорноземний», завдання якого – збереження і відтворення лісостепових, лучностепових та аграрних ландшафтів та підвищення рівня заповідності Полтавської області. Наведено оцінку ландшафтів, рослинного і тваринного світу, а також агроценозів на типових полтавських чорноземах проектного регіонального ландшафтного парку. **Ключові слова:** регіональний ландшафтний парк, ландшафт, біорізноманіття, агроекологія, органічне землеробство, Полтавська область.

Ландшафтная, биотическая и агроэкологическая ценность проектируемого регионального ландшафтного парка «Лесостепной черноземный» (Полтавская область). Обоснована необходимость создания регионального ландшафтного парка «Лесостепной черноземный», задачей которого – сохранение и воспроизводство лесостепных, лугово-степных и аграрных ландшафтов, повышение уровня заповедности Полтавской области. Приведена оценка ландшафтов, растительного и животного мира, а также агроценозов на типичных полтавских черноземах проектируемого регионального ландшафтного парка. **Ключевые слова:** региональный ландшафтный парк, ландшафт, биоразнообразие, агроэкология, органическое земледелие, Полтавская область.

Landscape, biotic and agroecological value of the projected regional park "Forest-steppe Chernozemic" (Poltava region). The need for the creation of the regional landscape park "Forest-steppe Chernozemic" was ground. The preservation and reproduction of steppe, meadow-steppe and agricultural landscapes, as well as raising of level of the protected areas in Poltava region should be it objective. The landscapes, flora and fauna and also agrocenosis on typical Poltavsky black soil of the of the projected regional park were discovered. **Key words:** regional landscape park, landscape, biodiversity, agroecology, organic farming, Poltava region.

Полтавщина розташована у Лівобережному Лісостепу, який нині вирізняється високим ступенем розораності (до 85%) та незначною лісистістю.

стю (до 12%). Тому найактуальнішим природоохоронним напрямком його розвитку у XXI столітті є збереження та відтворення зональних екосистем – широколистяних лісів та лучних степів, які займають найменші площі серед природної рослинності регіону. Лісостепові та лучностепові ландшафти найкраще представлені у центральній частині Полтавської рівнини, а саме на території Диканського природного ядра (Ворсклянський регіональний екокоридор), де 20 років функціонує регіональний ландшафтний парк «Диканський» (площа 11945 га) та Шишацького природного ядра (Псільський регіональний екокоридор). Ці території є важливими структурними елементами національного Галицько-Слобожанського природного коридору. Шишацьке природне ядро має найменшу ступінь захищеності, оскільки показник заповідності Шишацького району є одним із мінімальних в області (1,08 % при загальному по області 4,95 %). Існуюча природно-заповідна мережа району включає лише 10 територій та об'єктів, які не забезпечують екосистемної цілісності, займаючи незначні ізольовані площі в різних його частинах [3].

Унікальність цієї території визначає наявність тут значних площ агроценозів, де застосовуються екологічно чисті технології органічного землеробства, які сприяють збереженню природної структури, біорізноманіття та родючості чорноземів. З урахуванням природного, господарського та історико-культурного потенціалу Шишацького району найоптимальнішим шляхом збереження його природних компле-

ксів є створення тут регіонального ландшафтного парку.

Метою створення РЛП «Лісостеповий чорноземний» є збереження та відтворення лісостепових і лучностепових ландшафтів із біотичним різноманіттям Шишацького природного ядра та типових полтавських чорноземів.

Наукові та організаційні роботи виконував колектив кафедри заповідної справи та Центру заповідної справи Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління (науковий керівник д. б. н., проф. Байрак О. М.) за участю доцентів Полтавської аграрної академії Самородова В. М. та Поспелова С. В.

Результати дослідження. Проектований регіональний ландшафтний парк «Лісостеповий чорноземний» (далі РЛП) розташований у Шишацькому районі Полтавської області, для якого характерний високий показник лісистості (15,8 %) та порівняно із іншими районами області низький ступінь розораності (59,73 %).

За результатами комплексних досліджень, проведених упродовж 2012–2014 рр., здійснено оцінку ландшафтного, біотичного і агроценотичного різноманіття та визначено орієнтовні межі території проектного РЛП й розподіл земельних ділянок семи сільських рад за функціональними зонами (Яреськівська, Шишацька, Великоперевізька, Баранівська, Куйбишівська, Михайликівська, Воскобійницька) (рис.2).

Територія проектного РЛП (площа понад 5 тис. га) охоплює долину річки Псел з півдня на північ від с. Яреськи до с. Малий Перевіз. На її низькому правому березі запла-

вні ліси і луки зі старицями і заболоченими ділянками та лівобережні схилі лісостепові комплекси. Біля с. Баранівка русло річки утворює дві меандри з озерами. Середня ширина річища 20-30 м. У 1956 р. нижче селища Шишак було споруджено малу гідроелектростанцію, що спричинило підняття рівня води та затоплення прибережних територій. У північно-східній частині територія проектного РЛП охоплює заплаву р. Стеха й балкові системи (Колоколівська, Носівська, Юшківська, Жукова, Порскалівська, Легівська, Маначинівська, Масючина балки). Будова балок розгалужена, форма - коритоподібна, схили спадисті частково з терасованими ділянками. В межах проектного РЛП балкова система по р. Стеха (ліва притока Грунь-Ташані) має протяжність близько 11 км, історична назва місцевості – Лягоминщина. Маначинівська балка – завдовжки 5 км; ширина центральних балок від 300 м до 1 км. На дні балок переважають тимчасові водотоки, які живляться в період стоку весняних або дощових вод, у багатьох балках споруджено ставки, нижче дамби спостерігається заболочення. На схилах балок наявна ерозійна діяльність, яроутворення.

За фізико-географічним районуванням території України [3] проектований РЛП розташований на межі двох височинних ландшафтних Північно-Полтавської та Східно-Полтавської областей Лівобережно-Дніпровського краю Лісостепової зони Східноєвропейської рівнинної ландшафтно-країни. За геоморфологічним районуванням України [3] територія належить до Полтавсько-Карлівської алювіальної (давньотерасо-

вої) увалистої, середньо розчленованої рівнини Полтавської пластово-аккумулятивної рівнини на палеогенових і неогенових відкладах Придніпровської області пластово-аккумулятивних низовинних рівнин Східноєвропейської полігенної рівнини. Особливість ландшафту цієї території складає підвищений лівий берег р. Псел (місцева назва пагорбів – шишаки) (рис. 1). Така назва відображає незвичність форм рельєфу, спричинену наявністю соляного куполу. Для цього району характерний інтенсивний соляний тектоногенез і пов'язані з ним соляно-купольні підняття у вигляді складок і валів [5].

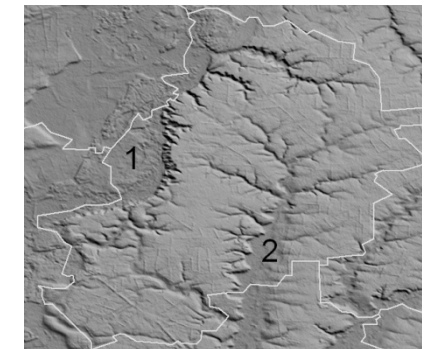


Рис. 1 Цифрова модель рельєфу Шишацького району, цифрами позначено 1 – долина річки Псел, 2 – долина річки Говтва

Долина річки Псел характеризується різноманітними місцевостями (привододільно-рівнині, долинно-балкові, яружно-балкові, схилі, надзаплавні терасні, заплавні) та її унікальним підвищеним лівим берегом, де чергуються відкриті остепнені ділянки із нагірними дібровами. Останні частково зберігаються у ландшафтному заказнику загальнодержавного значення «Короленкова дача» (112,1 га) та геологічних

пам'ятках природи «Лиса гора» і «Бутова гора» (по 5 га). Ці об'єкти, а також ботанічний заказник «Воскобійницький» (52,4 га) та ландшафтний заказник «Величківський» (54,7 га) увійдуть до заповідної зони РЛП. До цієї ж зони запропоновано включити комплекс балок Колоколівська, Носівська та Юшківська (між селами Михайлики та Носи, на рис.2 позначені ✧), на схилах яких панують лучні степи з типовим різнотрав'ям, багатим за видовим складом та численними популяціями рідкісних рослин (зокрема, *Adonis vernalis* L. (горицвіт весняний), *Stipa pennata* L. (ковил пірчастий) *S. pulcherrima* K.Koch (ковил найкрасивіший), які занесені до Червоної книги України, регіонально рідкісних – *Hyacinthella leucophaea* (K. Koch) Schur (гіацинтник блідий), *Clematis integrifolia* L. (ломиніс цілолистий), *Vinca herbacea* W.K. (барвінок трав'янистий), *Linum flavum* L. (льон жовтий), *Anemona sylvestris* L. (анемона лісова) та ін.

Інші балки з степовою рослинністю (Маначинівська, Легоминщина, Легівська, Порскалівська), лівобережні схили в околицях сіл Великий Перевіз, Баранівка, Малий Перевіз, а також заплавні ділянки уздовж правого і лівого берегів р. Псел доцільно включити до рекреаційної зони.

Рослинний покрив проектного РЛП характеризується високими показниками флористичної та ценотичної різноманітності та унікальності. Зональні типи рослинності репрезентують лучні степи (на схилах балок та підвищеного лівого берега р. Псел) і широколистяні ліси (заплавні та нагірні діброви). Азональні ти-

пи рослинності поширені у заплаві р. Псел, навколо ставків: лучні (заплавні, суходільні), лісові (осокові та вербові), болотні (вільхові, високотравні, осокові), прибережно-водні та водні. Флора вищих судинних рослин перевищує 900 видів.

На території проектного РЛП виявлено 41 вид рідкісних рослин, серед яких переважають степові (20 видів) та лісові (11), менш численними є групи лучно-болотних (6) та водних (4). За статусом охорони вони розподіляються так: включені до Світового Червоного списку *Astragalus dasyanthus* PALL. (астрагал шерстистоквітковий); до Європейського Червоного списку *Crataegus ucrainica* Rojark. (глід український); до Червоної книги України (16 видів); регіонального списку рідкісних рослин Полтавської області (24 види) [2].

Фауна наземних хребетних дослідженої території нараховує 238 видів, у тому числі 9 видів земноводних, 6 видів плазунів, 180 видів птахів та 42 види ссавців (за спостереженнями Богомаза М. В. та опублікованими даними Слюсаря М. В.) [1]. Видове різноманіття тваринного світу цієї місцевості зумовлене значною мозаїчністю біотопів, відповідно до яких сформувалися фауністичні комплекси хребетних тварин (таблиця 1). Серед цих тварин 22 види є регіонально рідкісними, а 16 – занесені до Червоної книги України: *Coronella austriaca* Laur (мідянка), *Vipera ursinii* Chris (гадюка степова), *Ardeola ralloides* Scop (чапля жовта), *Haliaeetus albicilla* L. (орлан-білохвіст), *Aquila pomarina* Brehm (підорлик малий), *Grus grus* L. (журавель сірий), *Lanius excubitor* L. (сорокопуд

сірий), *Allactaga major* Kerr. (тушкан великий), *Mustela erminea* L. (горностаї), *Mustela eversmanni* Less. (тхір степовий), *Lutra lutra* L. (видра) та ін.

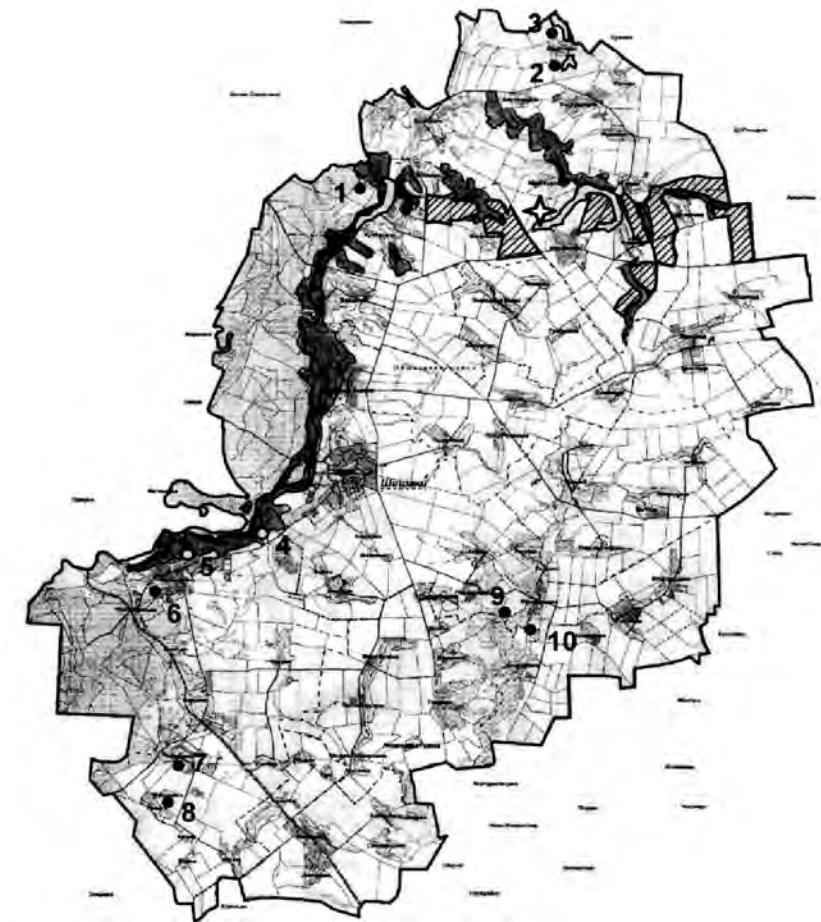


Рис. 2 Функціональне зонування проектного регіонального ландшафтного парку «Лісостеповий чорноземний» (Шишацький район, Полтавська область). Умовні позначення: ■ – заповідна зона, ■ – рекреаційна зона, ▨ – господарська зона. №№1-10 – існуючі території та об'єкти ПРФ, ✧ – перспективні території (балки) заповідної зони

Іхтіофауна водойм території РЛП включає понад 40 видів риб, у тому числі близько 30 видів промислових та майже 20, які потребують охорони. Відмічено багатство безхребетних тварин (метеликів, жуків та ін.).

До господарської зони РЛП «Лісостеповий чорноземний» увійдуть землі приватного підприємства «Агроєкологія». Інноваційний розвиток цього господарства під керівництвом С. С. Антонця, Героя України, Героя Соціалістичної праці, послідовника

ідей В. В. Докучаєва та В. І. Вернадського, відомий далеко за межами України завдяки системному підходу до вирішення проблеми стійкості аг-

роландшафтів, збереження та розширеного відтворення родючості ґрунтів на принципах органічного виробництва.

Таблиця 1.

Розподіл наземних хребетних тварин проектного РЛП за фауністичними комплексами

Фауністичний комплекс	Земно-водні	Плазуни	Птахи	Ссавці	Загальна кількість
Деревно-чагарниковий	7	2	80	9	98
Водно-болотний	2	2	58	6	68
Лучно-степовий	2	2	25	6	35
Синантропний	1	1	13	5	20
Загальна кількість видів, у т.ч. рідкісних	9/*2	6/**1/*5	180/**15/*40	42/**5/*14	238

Примітка. ** - занесені до Червоної книги України, * - до регіонального списку Полтавської області.

У господарстві «Агроекологія» безпліцева оранка застосовується з початку 80-х років ХХ ст., з 1990 року – поверхневий обробіток на глибину до 10 см, з 1996 – на 4–5 см під усі культури сівозміни, понад 20 років не застосовуються синтетичні пестициди та агрохімікати, проводиться біологізація землеробства за рахунок нетоварної частини врожаю, сидератів, уведення в сівозміни багаторічних трав, а також внесення в ґрунт напівперепрілого гною. Загальний обсяг органіки, яку отримує 1 гектар посівної площі, сягає 25–26 т. Дефіцит доступних для рослин форм біогенних елементів фосфору та калію поповнюється також за рахунок посівів гречки та інших культур, які використовуються як сидерати. Поверхневий обробіток ґрунту без обертання скиби на одну третину підвищує коефіцієнти гуміфікації гною, соломи та інших післяжнивних решток. Система органічного земле-

робства забезпечила радикальне поліпшення агрофізичних і агрохімічних властивостей чорноземів та їх екологічну стійкість зросла структурність ґрунту, зменшилася його щільність, утворилася вертикальна орієнтація пор аерації, що значною мірою поліпшило його водопроникність, посилює протиерозійну стійкість ґрунтів, а середній вміст гумусу у верхньому шарі ґрунту досяг 5 - 6 %, що в 2 рази вище, ніж у сусідніх господарствах з інтенсивними технологіями. Збалансована система органічного землеробства забезпечує одержання господарством стабільно високих врожаїв.

Невід'ємною складовою агроландшафтів ПП «Агроекологія» є мережа полезахисних лісових смуг, більшість з яких створено у 50-60 рр. минулого століття із аборигенних порід (дуб, береза, ясен, клени, в'яз тощо). Наразі полезахисні лісосмуги

досягли робочої висоти 22-24 м і в комплексі з іншими лісовими насадженнями захищають близько 55% загальної площі агроценозів господарства, що забезпечує сталий приріст врожаю в зоні захисту. Лісосмуги належать до антропогенних екотонів – перехідних смуг на межі двох або більше агробіоценозів. У лісосмугах та прилеглих до них зоні спостерігається різке збільшення кількості видів біоти, зокрема ентомофауни. Таку роль лісосмуг як складових елементів екомереж регіонального рівня важко переоцінити.

Упровадження технологій органічного землеробства на цій території відіграє важливу роль у формуванні екологічно безпечних сталих агроландшафтів, які є еталоном оздоровлення ґрунтів і загалом екологічно чистого довкілля. Багаторічна діяльність ПП «Агроекологія» є кращим прикладом ноосферологічної діяльності людини, ілюстрацією вчення про живу речовину та ноосферу, розроблених класиком природознавства академіком В. І. Вернадським, який жив і працював на Шишаччині.

Місцевість проектного РЛП відзначається мальовничими краєвидами заплави Псла з гармонійним поєднанням лісостепових та аграрних ландшафтів, а також є цікавою історико-культурною спадщиною. Понад 10 років дача письменника-гуманіста В. Г. Короленка, відроджена за ініціативи С. С. Антонця за кошти господарства, є центром просвітницької і культурної діяльності.

Висновки

Результати проведених досліджень показали, що територія проектного РЛП репрезентує типові та унікальні ландшафти Лівобережного Лісостепу, фіторізноманіття Полтавської рівнини (на 80 %), фауну хребетних тварин Полтавщини (до 70 %). Створення регіонального ландшафтного парку «Лісостеповий чорноземний» дозволяє:

- вперше здійснити комплексну охорону еталонної ділянки лісостепового ландшафту у Лівобережному Лісостепу України на біогеоценологічному рівні, включаючи ґрунти (чорноземи), сформувати ключову територію регіонального Псільського екокоридору, яка визначена як важливий структурний елемент національного Галицько-Слобожанського природного коридору;

- підвищити показник заповідності у Шишацькому районі до 5 %, зберегти лісостепові ландшафти;

- забезпечити збереження та відновлення зональних типів рослинності: широколистяних лісів та лучних степів, різноманіття біотопів для мешкання безхребетних та хребетних тварин, популяцій рідкісних видів флори і фауни;

- сприяти розвитку ноосферологічних ідей В. І. Вернадського та ґрунтозахисних ідей В. В. Докучаєва; історико-культурних традицій краю; зеленого та агротуризму;

- здійснювати освітньо-виховну діяльність (пропаганда природоохоронного режиму, проведення семінарів, конференцій, нарад, тренінгів, виставок, підготовка природоохоронних видань).

За показниками ландшафтного і

біотичного розмаїття та унікальності, а також за агроекологічною та історико-культурною цінністю досліджена територія цілком відповідає статусу регіонального ландшафтного парку, у перспективі - національного природного парку при розширенні території – включенні природних угідь долини р. Говтва та усієї площі агроценозів господарства «Агроекологія» (у межах Зінківського району).

Література

1. Байрак О. М., Проскурня М. І., Стецюк Н. О., Слюсар М. В. та ін. Еталони природи Полтавщини. Розповіді про заповідні території. – Полтава: Верстка, 2003. – 212 с.
2. Байрак О. М., Самородов В. М. Проектований регіональний ландшафтний парк «Лісостеповий чорноземний». Проспект. – Полтава: Дивосвіт, 2012. – 16 с.
3. Національний атлас України / ДНВП «Картографія». 2007.
4. Регіональна екомережа Полтавщини / За аг. редакцією О. М. Байрак. – Полтава: Верстка, 2010. – 214 с.
5. Фізична географія України: Підручник. — 3-тє вид., затверджено МОН / Маринич О.М., Шищенко П.Г. — К., 2006. — 511 с.,

УДК 504.54:502.6:598.2

СТРУКТУРА ОРНИТОЦЕНОЗІВ СВІЖИХ СОСНОВО-ДУБОВИХ СУБОРІВ КИЇВСЬКОГО ПОЛІССЯ В ГНІЗДОВИЙ ПЕРІОД

Плига А.В.

Київського національного університету імені Тараса
Шевченка ННЦ «Інститут біології»
вул. Володимирська 64, 01601, м. Київ
lisnuk13@gmail.com

Досліджено ботаніко-географічна провінція Київське Полісся, яке охоплює найпоширеніший тип лісу – свіжі сосново-дубові суборі. Визначено структуру орнітоценозів різних вікових груп лісу. Складено видові списки, розрахована щільність населення лісових видів птахів і гніздових груп птахів. Закладено 12 облікових маршрутів загальною довжиною 29,6 км, на яких в гніздовий період проведено дво- і триразові обліки протягом 2013-2014 років. **Ключові слова:** Київське Полісся, орнітоценоз, популяції птахів, щільність населення.

Структура орнітоценозів свіжих сосново-дубових суборіями Киевского Полесья в гніздовий період. Плига А.В. Исследована ботанико-географическая провинция Киевское Полесье, которое охватывает самый распространенный тип леса - свежие сосново-дубовые суборіями. Определена структура орнітоценозів различных возрастных групп леса. Составлен видовой список, рассчитана плотность населения лесных видов птиц и гніздових групп птиц. Заложено 12 учетных маршрутов общей протяженностью 29,6 км, на которых в гніздовий період проведения двух- и трехкратные учеты в течение 2013-2014 годов. **Ключевые слова:** Киевское Полесье, орнітоценоз, популяции птиц, плотность населения.

Ornithocenosis structure in fresh pine-oak Quercus robur-Pinetum compositum of Kyiv Polissya during the breeding period. Plyha A.V. Studied botanical-geographical province Kiev Polesye which covers the most common forest type - fresh pine-oak forests. The structure ornithocenosis different age groups Forest. Done species lists, calculated the population density of forest bird species and birds nesting groups. Lay 12 accounts with a total route length of 29.6 km, which during the breeding season and conducted two threetimes counts for 2013-2014 years. **Keywords:** Kyiv Polissia ornithocenosis, populations of birds population density.

Київське Полісся – фізико-географічна та ботаніко-географічна провінція, що охоплює правобережну частину Київської області, і обмежена Дніпром на Сході, південною межею Полісся на півдні та приблизною межею Київської і Житомирської областей на заході [1]. У межах Київського Полісся трапляються усі типи лісових ділянок згідно

загальноприйнятої лісотипологічної класифікації: бори, суборі, сугрудки і груди [2]. Проте найбільшого поширення одержали свіжі сосново-дубові суборі.

Хоча досліджуваний регіон розташований у безпосередній близькості від Києва, однак і досі відсутні детальні роботи з аналізу кількісного та якісного складу

орнітофауни лісів Київського Полісся за різними типами лісів (лісотипологічна класифікація) та віковими групами кожного з типів. Інформація щодо такого розподілу дасть можливість у майбутньому моделювати чисельність лісових видів птахів залежно від площ суцільних рубок у різних типах лісів.

Робота географічно доповнює аналогічні дослідження, проведені у 1984-1988 рр. А.І.Гузієм у лісах Карпатського регіону [3] та у 1988-1991 рр. Ю.І.Вергелесом у лісах Харківської області [4]. А.І.Гузій у своїх дослідженнях проаналізував поширення і щільність лісових видів птахів у всіх типах лісів української частини Карпат. У межах Львівської, Івано-Франківської, Закарпатської та Чернівецької областей було закладено понад 120 маршрутів і пройдено біля 2000 км, з них 800 – у гніздовий час птахів. Виявлено, що із 60000 видів птахів 130 пов'язані з лісом і з 250 видами орнітофауни регіону. Щільність птахів розраховано для різних вікових категорій і типів лісу, причому за основу типології була прийнята геоботанічна типологія М.А.Голубця, що ґрунтується одночасно на еколого-фітоценотичній школі В.Н.Сукачова і лісовій типології Д.В.Воробйова. Окремо розглянуто орнітокомплекси грабово-букових, дубово-букових та ялицевих лісів тощо.

Ю.І.Вергелес проводив обліки в лісах вододілів і долин річок басейнів Сіверського Дінця та Дніпра в межах Харківської області. В ході досліджень було зареєстровано 90 видів птахів. Аналіз щільності лісової орнітофауни проведений за загальноприйнятою

лісотипологічною класифікацією Д.В.Воробйова. Розглядалися орнітокомплекси борів, сугрудків і грудів з урахуванням рельєфних особливостей: окремо розглядалися груди, які належать до вододільних лісів, і окремо – байрачні груди.

Робота доповнює подібні дослідження в центральній частині українського Полісся, для встановлення тут структури орнітоценозів різних вікових груп та типів лісів Київського Полісся.

Проведено обліки птахів у гніздовий період на визначених маршрутах, що максимально охоплюють територію Київського Полісся і різні вікові групи птахів сосново-дубових суборів. Складено їхні видові списки та розраховано щільність населення різних видів та груп видів.

Матеріали і методи

При виборі методу проведення обліків птахів головним фактором була можливість точно визначити наявність їх у тому чи іншому лісовому виділі з певними лісотипологічними характеристиками. Тому були відкинуті методи, які ґрунтуються на максимальній дальності визначення птаха за голосом, адже в такому разі, враховуючи високу фрагментарність лісових виділів, часто неможливо точно сказати, у якому саме виділі перебуває птах [5]. У першу чергу це стосується птахів із високою максимальною дистанцією чутності співу, але це стосується і видів із невисокою гучністю співу. Так, звичними є випадки, коли при проходженні облікового маршруту йти доводиться вузькою смугою певного типу лісу і в

40 метрах праворуч і ліворуч від прямої руху знаходяться інші типи або вікові групи лісу. Облік співаючих птахів у тих виділах припускає неточність інтерпретації цих даних.

Іншою вимогою була потреба збору великої кількості даних в обмежені терміни. Тому доводилось відмовлятися від точкових обліків у певних лісових виділах, адже багато часу витрачається на переходи між необхідними виділами.

Єдиним прийнятним методом був метод обліків на трансектах із визначеною шириною облікової смуги [6]. Ширина облікової смуги була прийнята в 60 м – по 30 м в кожен сторону від прямої руху. Отже, було знайдено компроміс між потребою охопити якомога більшу територію за якомога менший час і, з другої сторони, мати точну прив'язку кожної реєстрації птахів до певного типу лісу. У разі, коли обліковий маршрут йшов стежкою чи просікою, по обидві сторони якої знаходяться різні типи лісів, то дані враховувалися по кожній 30-ти метровій смузі окремо.

При виборі маршрутів головним фактором була потреба охопити більшість головних масивів Київського Полісся, які, в свою чергу, мали б включати широкий спектр представлених на Київщині типів лісів.

Було обрано 12 облікових маршрутів: по одному в Радомисльському, Іванківському, Димерському, Київському, Макарівському лісгоспах та Боярській лісовій дослідній станції, та по два в Тетерівському, Клавдієвському лісгоспі та

Дніпровсько-Тетерівському лісомисливському господарстві. Облікові маршрути охопили всі головні лісові масиви Київського Полісся – весь лісовий масив понад р. Тетерів від гирла останньої і до Житомирської області, а також лісовий масив понад р. Здвиж і понад р. Ірпінь (в районі смт. Боярка). Не охопленими обліками були лісовий масив в районі Чорнобильської зони відчуження, а також Святошинсько-Пушаводицькі ліси.

Обліки проводилися протягом травня-червня 2013-2014 років. На 7 облікових маршрутах було проведено дворазові обліки тільки в 2014 році, на решті – і в 2013 р.

Повторюваність обліків визначалась із урахуванням потреби охопити якомога більшу площу за короткий проміжок часу. Тому проводити велику повторюваність обліків не було можливості, але, як зазначають ряд авторів [6,7,8], при подібних дослідженнях в них не має потреби і цілком достатньо дворазової повторюваності, а іноді й одноразових обліків. Можлива випадковість результатів компенсується великою загальною протяжністю маршрутів, а отже, і великою вибіркою матеріалу.

Загальна протяжність облікових маршрутів у свіжих сосново-дубових суборах становила 29,6 км. Обліки проводилися в ранковий час, в перші години після сходу сонця. Реєстрація співу птахів рахувалася як присутність на території гніздової пари. Також присутність гніздової пари зараховувалася при знаходці гнізда, при вираженій гніздовій поведінці або зустрічі птаха із кормом в дзьобі, що очікує підлетіти до розташованого поруч гнізда. Сто-

совно неспівочих птахів реєструвалися просто індивідуальні зустрічі. У разі реєстрації виду поза межами облікової смуги, але в тому самому біотопі, він вносився до відповідних видових списків до таблиць, але показники кількості його до уваги не бралися і ставилось значення «0».

Для визначення щільності пташиного населення одержана в ході обліків чисельність ділилась на площу, охоплену обліковою смугою. В результаті цього були визначені показники щільності в особинах на квадратний кілометр.

Представленість суборів на різних ділянках була різною. Результати обліків на кожній з ділянок суборів, які увійшли в облікові маршрути, були просумовані, аналогічно обрахована сумарна площа, охоплена обліками. При аналізі деяких даних, одержаних в ході кількох обліків, бралися найвищі показники [9, 10].

При аналізі отриманих даних використано поділ видів на «дуже багаточисельні», «багаточисельні», «звичайні» й «рідкісні» [11].

Щільність розрахована для різних вікових груп сосново-дубових суборів, домінуючою породою в деревостані яких є сосна звичайна, а також у випадку зі старовіковими лісами, окремо для суборів із домінуванням дуба. Отримані дані представлені у таблицях.

Для зручності аналізу кожен тип суборі розбитий на декілька вікових груп: 0-20 років, 20-60 років, 60-90 років, а також соснові ліси віком вище 90 років і дубові ліси, старші за 130 років.

Результати і обговорення

У процесі обліків у свіжих соснових суборах різних вікових категорій загалом було відмічено 50 видів птахів (без урахування видів, які зустрічалися поза межами смуги обліку або тих, чию належність до певного біотопу неможливо визначити, наприклад, зареєстровані у польоті хижаки або сови).

Перша вікова група (0-20 років) включає незімкнені лісові культури і культури, що почали змикатися. Ця вікова група охоплена обліками загальною протяжністю 6000 м з охопленням площею 23 га на ділянках у межах Здвигівського лісництва Клавдієвського лісгоспу, Катюжанського лісництва Димерського лісгоспу, Кодрянського і Мирчанського лісництв Тетерівського лісгоспу, Ірпінського лісництва Київського лісгоспу (табл. 1)

У цій віковій групі представлено 22 види птахів, з яких 12 багаточисельних, 6 – звичайних і 4 – рідкісних. Загальна щільність населення становить 422 особини на кв. км. Домінантним видом є велика синиця (*Parus major*), що є неочікуваним результатом і пояснюється, ймовірно, використанням молодих соснових насаджень як харчового біотопу. Тут часто реєструвалися окремі синиці і виводки, що шукають їжу. Субдомінантом виступає зяблик (*Fringilla coelebs*). За кількістю видів переважає група наземногніздових видів – 9 видів (42%), чагарникового ярусу (5 видів, 24%), дуплогніздовики (4 види, 19%) та кронники (3 види, 15%). За щільністю переважають дуплогніздовики (39%),

наземногніздові види (32%), птахи чагарникового ярусу (26%) та кронники – 3%. Зозуля (*Cuculus canorus*) у цьому розподілі не врахована з відомих причин.

Таблиця 1. Орнітофауна свіжих сосново-дубових суборів 0-20 років

№	Вид	Щільність, ос./км ²	%
1	<i>Parus major</i>	87	20,6
2	<i>Fringilla coelebs</i>	52	12,3
3	<i>Parus ater</i>	39	9,2
4	<i>Parus caeruleus</i>	35	8,3
5	<i>Erithacus rubecula</i>	30	7,1
6	<i>Anthus trivialis</i>	26	6,2
7	<i>Turdus merula</i>	26	6,2
8	<i>Phylloscopus collybita</i>	17	4
9	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	17	4
10	<i>Phylloscopus trochilus</i>	17	4
11	<i>Emberiza citrinella</i>	17	4
12	<i>Lanius collurio</i>	13	3,1
13	<i>Garrulus glandarius</i>	9	2,1
14	<i>Sylvia atricapilla</i>	9	2,1
15	<i>Sylvia borin</i>	9	2,1
16	<i>Motacilla alba</i>	9	2,1
17	<i>Regulus regulus</i>	4	0,9
18	<i>Cuculus canorus</i>	4	0,9
19	<i>Luscinia luscinia</i>	0	0
20	<i>Oriolus oriolus</i>	0	0
21	<i>Upupa epops</i>	0	0
22	<i>Lullula arborea</i>	0	0
	Разом	422	100

Площа охоплених обліками соснових суборів віком 20-60 років становить 18,9 га, довжина маршруту – 4285 м, в межах Мирчанського лісництва Тетерівського лісгоспу, Шибенського і Здвигівського лісництв Клавдієвського лісгоспу, Катюжанського – Димерського лісгоспу, Кримоцького лісництва Ра-

домишльського лісгоспу, Ніжиловецького – Макарівського лісгоспу та Ірпінського – Київського. Ця вікова категорія представлена у табл. 2.

Таблиця 2. Орнітофауна свіжих сосново-дубових суборів 20-60 років

	Вид	Щільність, ос./км ²	%
1	<i>Fringilla coelebs</i>	138	24,9
2	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	95	17,1
3	<i>Parus major</i>	69	12,4
4	<i>Anthus trivialis</i>	58	10,5
5	<i>Oriolus oriolus</i>	42	7,6
6	<i>Erithacus rubecula</i>	32	5,8
7	<i>Parus palustris</i>	26	4,7
8	<i>Ficedula albicollis</i>	21	3,8
9	<i>Turdus merula</i>	16	2,9
10	<i>Sylvia atricapilla</i>	11	2
11	<i>Lullula arborea</i>	11	2
12	<i>Turdus viscivorus</i>	11	2
13	<i>Dendrocopos major</i>	11	2
14	<i>Certhia familiaris</i>	5	0,9
15	<i>Garrulus glandarius</i>	5	0,9
16	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	5	0,9
17	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0	0
	Разом	555	100

У цій віковій категорії представлено 17 видів птахів, виділяється 1 дуже багаточисельний вид, 12 – багаточисельні, 3 – звичайні і 1 рідкісний. Загальна щільність зростає до 555 особин на кв. км. Домінувати починає зяблик, субдомінантами є жовтобровий вівчарик (*Phylloscopus sibilatrix*), велика синиця і лісовий щеврик (*Anthus trivialis*). За кількістю видів переважають дуплогніздовики – 6 видів (35%), наземногніздові і кронники (по 4 види, 23,5%) та ча-

гарникового ярусу (3 види, 18%). За щільністю переважають наземногніздові види (35%), птахи чагарникового ярусу (30%), дуплогнізники (24%) і кронники (11%). Зменшення кількості видів порівняно із попередньою віковою категорією пов'язане, в першу чергу, із випадінням ряду наземногніздових видів; небагатий видовий склад також може бути пов'язаний з однотипністю загущених молодих, зазвичай, штучних лісів такого віку. Щільність дуплогнізників у цій віковій категорії мабуть більше відповідає їх гніздовому населенню.

Уперше з'являється дубоніс (*Coccotraustes coccotraustes*), який є видом кронником і відсутній на більш ранніх стадіях лісовідновлення, дуплогнізники – строкатий дятел (*Dendrocopos major*) та горихвістка садова (*Phoenicurus phoenicurus*), а також дрізд-омелюх (*Turdus viscivorus*).

Сосново-дубові суборі віком 60-90 років характеризуються значно розмаїтішим видовим складом (табл. 3). Частково це може бути пов'язано із більшою площею, охопленою обліком. Площа облікової смуги в цьому типі біотопу становила 44,397 га, а загальна протяжність маршруту – 9230 м. До облікового маршруту увійшли ділянки Мірчанського лісництва Тетерівського лісгоспу, Ніжиловецького – Макарівського лісгоспу, Катюжанського – Димерського лісгоспу, Жеревського і Обуховецького – Іванківського лісгоспу, Ірпінського – Київського лісгоспу, Здвигівського – Клавдієвського лісгоспу і Кримоцького – Радомишльського лісгоспу.

Таблиця 3. Орнітофауна свіжих сосново-дубових суборів 60-90 років

	Вид	Щільність, ос./км ²	%
1	<i>Fringilla coelebs</i>	160	19,8
2	<i>Parus major</i>	101	12,5
3	<i>Anthus trivialis</i>	77	9,5
4	<i>Ficedula albicollis</i>	59	7,3
5	<i>Dendrocopos major</i>	50	6,2
6	<i>Sitta europaea</i>	38	4,7
7	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	36	4,4
8	<i>Erithacus rubecula</i>	32	4
9	<i>Phylloscopus collybita</i>	32	4
10	<i>Parus palustris</i>	32	4
11	<i>Turdus viscivorus</i>	25	3,1
12	<i>Oriolus oriolus</i>	18	2,2
13	<i>Garrulus glandarius</i>	16	2
14	<i>Ficedula hypoleuca</i>	14	1,7
15	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	14	1,7
16	<i>Sylvia atricapilla</i>	14	1,7
17	<i>Turdus philomelos</i>	14	1,7
18	<i>Aegithalos caudatus</i>	11	1,4
19	<i>Turdus merula</i>	11	1,4
20	<i>Cuculus canorus</i>	9	1,1
21	<i>Chloris chloris</i>	9	1,1
22	<i>Parus ater</i>	9	1,1
23	<i>Dryocopus martius</i>	5	0,6
24	<i>Hyppolais icterina</i>	5	0,6
25	<i>Phylloscopus trochilus</i>	5	0,6
26	<i>Troglodytes troglodytes</i>	5	0,6
27	<i>Parus cristatus</i>	5	0,6
28	<i>Corvus corax</i>	2	0,2
29	<i>Emberiza citrinella</i>	0	0
	Разом	809	100

На цій стадії лісовідновлення представлено 29 видів, загальна щільність становить 809 особин на

квадратний кілометр. Дуже багаточисельних видів 2, багаточисельних видів 17, звичайних 9 і 1 рідкісний. Домінує зяблик, субдомінантом виступає велика синиця. За кількістю видів перше місце посідають дуплогнізники (10 видів, 36%), наземногніздові види і чагарникового ярусу (по 7 видів, 25%) і кронники (4 види, 14%). За щільністю види розподілені так: перше місце посідають дуплогнізники (41%), потім птахи чагарникового ярусу (28%), наземногніздові (23,4%) і кронники (7,6%). Порівняно з попередньою віковою групою зростає частка дуплогнізників, що вочевидь, пов'язано з більшою кількістю придатних для створення дупел дерев. У видовому списку з'являються звичайна берестянка (*Hippolais icterina*), волове очко (*Troglodytes troglodytes*), чубата синиця (*Parus cristatus*), довгохвоста синиця (*Aegithalos caudatus*), зеленяк (*Chloris chloris*) і чорна жовна (*Dryocopus martius*). Окрім великої синиці, чия частка у всіх вікових категоріях є високою, зростає частка інших видів – дуплогнізників – білошиїї мухоловки, строкатого дятла, повзика (*Sitta europaea*) тощо.

Облік в сосново-дубових суборах віком понад 90 років проводили на площі 39,3 га на загальній дистанції 7280 м. Маршрут проходив у межах Ніжиловецького лісництва Макарівського лісгоспу, Ірпінського лісництва – Київського, Катюжанського лісництва – Димерського, Кримоцького лісництва – Радомишльського і Кодрянського – Тетерівського лісгоспу (табл. 4).

Таблиця 4. Орнітофауна соснових суборів віком понад 90 років

	Вид	Щільність, ос./км ²	%
1	<i>Fringilla coelebs</i>	201	18,3
2	<i>Parus major</i>	181	16,5
3	<i>Anthus trivialis</i>	112	10,2
4	<i>Dendrocopos major</i>	81	7,4
5	<i>Ficedula albicollis</i>	66	6
6	<i>Phylloscopus collybita</i>	61	5,6
7	<i>Erithacus rubecula</i>	46	4,2
8	<i>Sitta europaea</i>	41	3,7
9	<i>Sylvia atricapilla</i>	41	3,7
10	<i>Turdus philomelos</i>	28	2,6
11	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	25	2,3
12	<i>Parus palustris</i>	23	2,1
13	<i>Sturnus vulgaris</i>	20	1,8
14	<i>Turdus viscivorus</i>	20	1,8
15	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	18	1,6
16	<i>Garrulus glandarius</i>	18	1,6
17	<i>Parus cristatus</i>	15	1,4
18	<i>Coccotraustes coccotraustes</i>	15	1,4
19	<i>Ficedula hypoleuca</i>	10	0,9
20	<i>Parus caeruleus</i>	10	0,9
21	<i>Turdus merula</i>	10	0,9
22	<i>Lanius collurio</i>	8	0,7
23	<i>Oriolus oriolus</i>	5	0,5
24	<i>Aegithalos caudatus</i>	5	0,5
25	<i>Buteo buteo</i>	5	0,5
26	<i>Dryocopus martius</i>	5	0,5
27	<i>Muscicapa striata</i>	5	0,5
28	<i>Phylloscopus trochilus</i>	5	0,5
29	<i>Lullula arborea</i>	3	0,3
30	<i>Asio otus</i>	3	0,3
31	<i>Certhia familiaris</i>	3	0,3
32	<i>Dendrocopos minor</i>	3	0,3
33	<i>Dendrocopos medius</i>	3	0,3
34	<i>Luscinia luscinia</i>	3	0,3
35	<i>Cuculus canorus</i>	0	0
36	<i>Columba palumbus</i>	0	0
37	<i>Emberiza citrinella</i>	0	0
	Разом	1096	100

Ця вікова категорія включає стиглі і перестиглі соснові суборі і відрізняється найбільшим видовим різноманіттям і щільністю населення:

тут нараховується 37 видів птахів щільністю в 1096 особин на квадратний кілометр. Дуже багаточисельними є 3 види, 18 видів є багаточисельними, 13 – звичайними і 3 рідкісними. Домінує тут, як і в попередніх вікових групах, зяблик, а субдомінантами виступають велика синиця і лісовий щеврик. За кількістю видів найчисельнішою є група дуплогнізників – 15 видів (42%); наземногніздових видів 8 (22%), кронників 7 (19%) і чагарникового ярусу – 6 (17%). За показниками щільності передують також дуплогнізники (44%); чагарникового ярусу 27%, наземногніздових 23% і кронників – 6%.

Зростає кількість видів кронників, зокрема, з'являється припутень (*Columba palumbus*), канюк (*Buteo buteo*) (знахідка гнізд), вухата сова (*Asio otus*); список дуплогнізників поповнюється середнім дятлом (*Dendrocopos medius*), шпаком (*Sturnus vulgaris*), сірою мухоловкою (*Muscicapa striata*).

Окремо розглянуто сосново-дубові суборі віком понад 130 років (домінуюча порода деревостану дуб черешчатий), які за своїм характером є листяними лісами, на відміну від попередніх розглянутих груп, що носили характер хвойного лісу. Варто зазначити, що тут не існує кореляції з віком – такого самого віку, понад 130 років, мали і окремі соснові насадження, що розглянуті в попередній категорії.

Дубові суборі охоплені маршрутом в 1190 м площею 8455 га. Знаходяться діброви на маршруті в Кримоцькому лісництві Радомишльського лісгоспу.

Ця вікова група характеризується найбільшою щільністю населення – 1318 особин на кв. км.; видовий список менший за соснові ліси, але це може бути наслідком порівняно малого охоплення обліковими маршрутами.

Таблиця 5. Орнітофауна дубових суборі віком понад 130 років

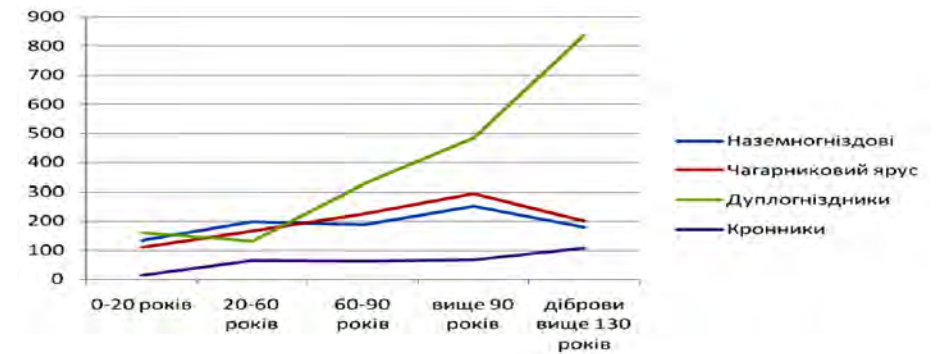
	Вид	Щільність, ос./км ²	%
1	<i>Ficedula albicollis</i>	259	19,7
2	<i>Parus major</i>	212	16,1
3	<i>Fringilla coelebs</i>	153	11,6
4	<i>Garrulus glandarius</i>	82	6,2
5	<i>Sturnus vulgaris</i>	82	6,2
6	<i>Parus palustris</i>	82	6,2
7	<i>Phylloscopus collybita</i>	71	5,4
8	<i>Anthus trivialis</i>	59	4,5
9	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	47	3,6
10	<i>Sylvia atricapilla</i>	47	3,6
11	<i>Dryocopus martius</i>	35	2,7
12	<i>Sitta europaea</i>	35	2,7
13	<i>Dendrocopos major</i>	35	2,7
14	<i>Columba oenas</i>	24	1,8
15	<i>Ficedula hypoleuca</i>	24	1,8
16	<i>Parus caeruleus</i>	24	1,8
17	<i>Turdus viscivorus</i>	24	1,8
18	<i>Dendrocopos medius</i>	12	0,9
19	<i>Dendrocopos syriacus</i>	12	0,9
20	<i>Cuculus canorus</i>	0	0
21	<i>Certhia familiaris</i>	0	0
22	<i>Columba palumbus</i>	0	0
23	<i>Parus ater</i>	0	0
24	<i>Turdus merula</i>	0	0
25	<i>Turdus philomelos</i>	0	0
	Разом	1318	100

Нараховується 3 дуже багаточисельних види, 16 – багаточисельних і 6 рідкісних. Домінантом є білошия мухоловка (*Ficedula albicollis*), субдомінантами виступають велика синиця і зяблик. У цьому біотопі найбільш чітко виражене переважання видів дуплогнізників – 14 видів або 58%, а за щільністю – 64%. Птахів чагарникового ярусу нараховується 4 ви-

ди (17%), за щільністю – 15%; наземногніздових видів і кронників по 3 види (по 12,5%), за щільністю перші становлять 13%, другі – 8%.

У видовому списку з'являється сирійський дятел (*Dendrocopos syriacus*) та голуб-синяк (*Columba oenas*), занесений до Червоної книги України.

Тенденції, які виявилися з одержаних результатів, відображено на графіку (мал. 1). Це розподіл гніздових груп птахів за щільністю популяцій в лісах різних вікових категорій: по осі ординат показані вікові категорії сосново-дубових суборі, по осі абсцис – щільність (у особинах на квадратний кілометр).



Мал. 1. Розподіл птахів за гніздовими групами у суборі різних вікових категорій

На графіку чітко визначається тенденція зростання щільності видів дуплогнізників у кожній наступній віковій категорії. Винятком є перехід з категорії 0-20 років у 20-60 років; на думку автора, це пов'язано з різним використанням цих вікових груп: дуплогнізники, відмічені у молодшій віковій групі, використовують її суто як кормовий біотоп, а у старшій групі – також і як гніздовий, меншою мірою – кормовий. Тому щільність дуплогнізників, одержана у лісах 20-60-ти річного віку, ближче до гніздової, а показники для 0-20 років стосуються негніздових птахів.

Одночасно зі збільшенням щільності зростає й їхня частка в орнітокомплексі; у стиглих лісах вони починають значно переважати інші гніздові групи птахів.

Найбільша щільність птахів дуплогнізників спостерігається у вікових дібровах, оскільки вони мають найбільшу кількість дуплистих дерев і дерев, що потенційно підходять для утворення нових дупел.

Постійно зростає й щільність птахів-кронників, але вони ніде не становлять значної долі у орнітокомплексі і із зростанням щільності птахів інших гніздових груп їхня частка може зменшуватися.

Щільність птахів чагарникового ярусу і наземногніздових видів також має тенденцію до зростання, проте із відхиленнями від неї. Так, щільність обох груп зменшується у дібровах віком понад 130 років на відміну від соснових суборі віком вище 90 років. Щільність наземногніздових птахів також менша у лісах 60-90

річного віку, ніж у лісах 20-60-ти річного віку, що можна пояснити із більшим розвитком густого чагарникового ярусу, що створює несприятливі умови для цих видів, які, зазвичай, потребують більш розрідженого підросту. Щодо зменшення щільності як чагарникових, так і наземногніздових птахів у дібровах віком понда 130 років та однозначне пояснення дати важко. Можливо, свою роль відіграє недостатнє охоплення цієї вікової категорії обліками і, відповідно, спотворення одержаних результатів.

Висновки

В ході проведених досліджень було встановлено структуру та

щільність населення орнітоценозів різних вікових груп свіжих сосново-дубових суборів та окремих видів у їх складі. З'ясовано головні тенденції у зміні щільності населення орнітоценозу, які спостерігаються в процесі лісовідновлення – зростання віку лісових насаджень. З іншого боку, хоч свіжі сосново-дубові суборі є найпоширенішим типом лісу Київського Полісся, загальну картину розподілення лісових птахів на території дослідження можна буде зробити тільки після проведення відповідних досліджень в інших типах лісів, зокрема, у різних типах сугрудків, які займають друге місце за площею після суборів.

Література

1. Фіторізноманіття Українського Полісся та його охорона / [Т. Л. Андрієнко, В. А. Онищенко, О. І. Прядко та ін.]. – Київ: Український фітосоціологічний центр, 2006. – 316 с.
2. Воробьев Д. В. Типы лесов европейской части СССР / Д. В. Воробьев. – Киев: Академия наук Украинской ССР, 1953. – 448 с.
3. Гузий А. И. Орнитологические комплексы лесных экосистем Украинских Карпат, их экология, практическое значение и охрана : дис. канд. с.-г. наук / Гузий А.И. – Воронеж, 1992.
4. Вергелес Ю. І. Загальні риси населення птахів лісових біогеоценозів Харківщини / Ю. І. Вергелес. // Беркут. – 1993. – №2. – С. 14–15.
5. Гузий А.И. Методы учетов птиц в лесах /Обліки птахів: підходи, методики, результати (Матеріали школи по уніфікації методів обліків птахів у заповідниках України, смт. Івано-Франкове, 26-28 квітня 1995 р.). – Львів-Київ. – 1997. – С.18–48.
6. Благосклонов К.Н., Осмоловская В.И., Формозов А.Н. Учет численности воробьиных, дятловых и ракшеобразных // Методы учета численности и географического распределения наземных позвоночных. М.- 1952.
7. Королькова Г.Е. Опыт учета насекомоядных птиц в дубравах европейской лесостепи // Методы учета численности и географического распределения наземных позвоночных. М.- 1952.
8. Merkallo E. Über regional verbreitung der Land Vogel in sud-und Mittelfinland, besonders in deren Ostlichen Teilen, im Lichte von quantitativen untershuchungen// Ann. Zool. Soc. Zool. – Bot. Fenn Vanama, 1946. – 12 s.
9. Берман Д.И., Гибет Л.А. К методике учета мелких лесных птиц на больших площадях // Методы учета численности и географического распределения наземных позвоночных. М.- 1952.
10. Б.П. Доброхотов. Методика учета птиц в гнездовой период с помощью линейного трансекта и её возможные ошибки // Методы учета численности и географического распределения наземных позвоночных. М.- 1952.
11. Кузьякин А.П. Зоогеография СССР// Уч. зап. МОПИ им. Н.К.Крупской. Биogeография. 1962. – Т.109. – Вып. 3. – С.99-101.

ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

УДК 347.247:336

«РЕНТНА» ПЛАТА ЗА ТРАНСПОРТУВАННЯ ВОДНЕВИХ ЕНЕРГЕТИЧНИХ РЕСУРСІВ

Бодюк А.В.

Київський університет управління та підприємництва

Обґрунтовано сутність та перспективності ренти за транспортування водневих ресурсів та з нею пов'язаних доходів держави і користувачів магістральної водневої транспортної системи. **Ключові слова:** вуглеводні, трубопроводи, транспортування, ресурси, платник, рента, ставка.

Рентная плата за транспортировку водородных энергетических ресурсов. Бодюк А.В. Обосновано суть и перспективы ренты за транспортирование водородных ресурсов, повязанных с ними доходов государства и пользователей магистральной транспортной системы. **Ключевые слова:** углеводороды, трубопроводы, транспортирование, ресурсы, плательщик, рента, ставка.

Rental fees for the transportation of hydrogen energy resource. Bodyuk A.V. The essence and perspectives of the rent for the transportation of hydrogen resources and its associated public revenues and users of trunk hydrogen transport system. **Keywords:** carbohydrate, pipelines, transportation, resources, payer, rent, rates.

Вступ. Розвиток, підвищення ефективності виробництва і фінансовий стан України на сьогодні і в майбутньому значною мірою залежать від забезпеченості потреб її суб'єктів господарювання у водневих енергетичних ресурсах: вуглеводневі, нафта, нафтопродукти, природний газ, аміак. До користувача в Україні та за її межами ці природні ресурси або перероблені у товар переміщуються усіма видами транспорту - автомобільний, залізничний, водний, трубопровідний. Із них трубопровідний вважається найбільш вигідним за економічними показниками (собівар-

тість перевезення, капітальні вкладення, витрати пального й інших матеріалів), екологічними та часовими (швидкість поставлення). Простішими є процеси управління переміщенням товарної маси (організація, планування, контроль тощо).

Трубопровідний транспорт з'єднує територіально і за часом місця видобування й переробки нафти, природного газу зі споживачами, через що транспортних засобів одержав певний розвиток і належить до перспективних. Переміщення речовин по трубах здійснюється за допомогою

тиску, створюваного компресорними станціями.

Господарське використання магістральних трубопроводів слід розглядати не тільки як переміщення цих природних продуктів для отримання державою певних доходів, але й як використання земельних площ, здійснення природоохоронних заходів, закачування вуглеводнів у підземні сховища тощо, тобто як економічне природокористування.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Дослідженню проблем доходів держави від природокористування, у тому числі у формі ренти, присвячені наукові праці: І. Д. Андрієвського, О.Б. Боброва, М.Д. Красножона, Б.І. Малюка, В.С. Міщенко, П.М. Нестерова, Б.З. Піріашвілі, О.В. Плотнікова, Г.І. Рудька, Б.П. Чиркіна, П.М. Чепіла та ін., в яких вивчено застосування механізмів справляння рентних платежів. Але вдосконалення понятійного апарату переміщення цих речовин на відстань як товарів стосовно товарно-грошових відносин ними не розглядалися щодо економічного механізму надкористування, то існують ґрунтовні наукові обґрунтування його рентного регулювання.

Постановка завдання

Мета статті – висвітлення положень щодо сутності та перспективні застосування поняття ренти та пов'язаними з цим підходами до визначення доходів держави і користувачів магістральної водневотранспортної системи як суб'єктів господарювання.

Виклад основного матеріалу

Дослідження сучасного технічного стану, функціонування, інших проблем та перспектив функціонування українського трубопровідного транспорту має здійснюватися для його фіскальних оцінок порівняно з використанням інших видів транспортування різних водневих товарів. Тому дослідження спрямоване на вивчення і оцінки фіскальних господарських результатів і перспектив у розв'язанні економічних проблем використання трубопровідного транспорту України, зокрема, доходів у формі ренти.

За визначенням у словниках рента являє собою доход «... із капіталу, землі або майна, що його власники регулярно одержують, не займаючись підприємницькою діяльністю; доход у формі процента, одержаного власниками грошового капіталу, держателями цінних паперів з твердим курсом або держателями облігацій рентних позик» [6]. Транзитне переміщення по трубопроводах газу, аміаку, нафти і нафто-продуктів слід розглядати як перспективну господарську діяльність по передачі на відстань особливого майна з метою задоволення певних потреб його споживачів та отримання прибутку, у тому числі держави у формі ренти.

Пунктами 6 та 7 Положення про порядок обчислення і сплати до Державного бюджету України ренти за нафту і природний газ, затвердженого наказом Міністерства фінансів України від 20.02.98 за № 39 (zareestrovаний Міністерством юстиції України 11.03.98 за № 160/2600), передбачено, що сума рентної плати за нафту й природний газ визначається нафтогазовидобув-

ними підприємствами, виходячи з фактично сплачених споживачами обсягів нафти й газу та ставок рентної плати у національній валюті України за офіційним валютним курсом долара США на дату зарахування коштів на рахунок нафтогазовидобувних підприємств (крім підприємств, що здійснюють видобуток на родовищах з важковидобувними та виснаженими запасами).

Щодо рентної плати за транзитне транспортування природного газу й аміаку територією України та транспортування нафти, то механізм обчислення визначає Положення про порядок обчислення і сплати до державного бюджету рентної плати за транспортування нафти магістральними нафтопроводами та транзитне транспортування трубопроводами аміаку, природного газу територією України, затверджене Постановою Кабінету Міністрів України від 31.03.03 за № 423.

Законами України про Держбюджету традиційно передбачалося, що суб'єкти підприємницької діяльності, які здійснюють транспортування трубопровідним транспортом територією України природного газу, нафти та аміаку, вносять до Державного бюджету України за ставками ними визначені суми рентних платежів. Зокрема, у 2003 році Законом передбачені ставки: рентна плата за транзитне транспортування природного газу в розмірі 1,67 гривні за 1000 куб. метрів газу на кожні 100 кілометрів відстані; рентна плата за транспортування нафти магістральними нафтопроводами в розмірі, еквівалентному 0,685 долара США за 1 тону нафти, що транспортується; рента плата за транзитне транспортування аміаку в розмірі,

еквівалентному 0,3 долара США за 1 тону на кожні 100 кілометрів відстані.

Але нормативи нарахування рентної плати не були незмінними і не залежали від волі транспортуючого об'єкта господарювання. Розмір нормативів визначався потребами наповнення державної скарбниці.

Так, Законом України про Держбюджет на 2005 рік передбачено (стаття 5), що суб'єкти господарювання, які здійснюють транспортування трубопровідним транспортом територією України природного газу, нафти та аміаку, вносять до Державного бюджету України: рентну плату за транзитне транспортування природного газу в розмірі 1,67 гривні за 1000 куб. метрів газу на кожні 100 кілометрів відстані; рентну плату за транспортування нафти магістральними нафтопроводами в розмірі, еквівалентному 0,89 долара США за одну тону нафти, що транспортується; рентну плату за транзитне транспортування аміаку в розмірі, еквівалентному 1,0 долару США за одну тону на кожні 100 кілометрів відстані.

Сплата цих платежів здійснювалися щодавно (15, 25 числа поточного місяця, 5 числа наступного місяця) виходячи з обсягів природного газу, нафти, аміаку, що транспортуються територією України у порядку, визначеному Кабінетом Міністрів України.

Рентна плата за транспортування нафти магістральними нафтопроводами та рентна плата за транзитне транспортування аміаку сплачувалися у національній валюті України за офіційним курсом гривні до долара США, встановленим Національним банком України на

день, що передує дню сплати платежу. Розрахунки з рентної плати за транзитне транспортування природного газу й аміаку через територію України та рентної плати за транспортування нафти магістральними нафтопроводами подавалися до органів ДПС щомісячно до 20 числа місяця, наступного за звітним.

Сума рентної плати, яка нарахована за звітний період і не була внесена в установлений термін (протягом 30 календарних днів наступних за останнім календарним днем звітного місяця), сплачувалася до Державного бюджету України із нарахуванням пені у порядку, встановленому Законом України "Про порядок погашення зобов'язань платників податків перед бюджетами та державними цільовими фондами" від 21 грудня 2000 року № 2181-III. Отже, транзит трубопроводним транспортом окремих видів продуктів наш Уряд вважає джерелом ренти.

У постанові Кабінету Міністрів України від 04.02.2005 р. "Програма діяльності Кабінету Міністрів "Назустріч людям"" передбачається "...установити справедливую ренту (плату) за використання наземного, водного (морського) та трубопроводного видів транспорту, які належать державі або контролюються нею, а також повітряного простору, в тому числі для транзиту продуктів". Але транспорт не може бути об'єктом нарахування ренти (не плати, а відрядування), оскільки рента – це платіж за користування землею чи надрами, а не транспортом. Крім того, є цікава особливість щодо рентної плати за транспортування нафти магістральними нафтопроводами: вона не залежить від

відстані транспортування на відміну від природного газу чи аміаку. Тобто, щодо останніх офіційно рента на пряму залежить від відстані. На наш погляд, сума ренти за транспортування водневих ресурсів має залежати від відстані, кількісних параметрів товарів та їх якості. Однак якісні показники водневих товарів офіційною методикою обчислення суми ренти не враховуються.

За Податковим кодексом України (ПКУ), «...рентна плата за транспортування нафти і нафтопродуктів магістральними нафтопроводами та нафтопродуктопроводами, транзитне транспортування трубопроводами природного газу та аміаку територією України – загальнодержавний обов'язковий платіж, який сплачується за надані послуги з транспортування (переміщення) вантажу територією України об'єктами трубопроводного транспорту» [3].

У цьому визначенні не вказаний надавач послуг: держава, оскільки вона отримує ренту; суб'єкти господарювання, що контролюють процеси переміщення водневих речовин. Закачування нафти чи природного газу здійснюється за межами України. На наш погляд, суб'єкти господарювання, що контролюють процеси переміщення водневих речовин, треба розуміти як такі, що належать до обслуговуючих магістральні трубопроводи. За це вони отримують певні доходи, можуть мати і прибутки. А послуги по транспортуванню газу природного або нафти з Росії через територію України у Західну Європу, треба розуміти, як такі, що надає держава. Тому платежі державі у такій ситуації назвати рентою не можна. Міждержавне переміщення

товарів трубопроводами логічно називати фіскально-транспортними послугами. Відповідно плату за такі послуги правильно називати фіскально-магістральним доходом.

Спеціально уповноважені КМУ суб'єкти господарювання сплачують державі цей платіж, оскільки вони уособлюють державу як отримувача коштів за транзит товарів від їх споживачів. За своєю сутністю чинна рента є відрядуваною державі на законодавчій основі частиною цієї суми за встановленими державою транспортно-магістральними тарифами, як пропонується їх називати. Підкреслимо, що за ПКУ поняття ставки застосовується до процесу нарахування безумовного платежу – податку. Для порівняння зазначимо, що у разі перевезення цих товарів автомобілями чітко визначається надавач транспортних послуг – транспортне підприємство, а переміщення аналізованих водневих товарів залізничним чи автомобільним транспортом не обкладається рентою. Хоча цими транспортними засобами переміщують водневі товари в значних обсягах, навіть на великі відстані, до будь-якого територіального споживача тощо. Наприклад, у 2008 р. автомобільним транспортом перевезено 30 млн т, у 2009 р. – 27 млн т нафти і нафтопродуктів. Одночасно трубопроводами у 2009 році перекачано цих речовин 41 млн т, у 2009 р. – 39 млн т [8]. Отже, обсяги переміщення цих товарів трубопроводами не значно перевищують такі ж показники автомобільного транспорту і справа не в транспорті, не у вуглеводнях, а в економічному ставленні до різних видів транспортування.

Відповідно до статті 14 Закону України «Про систему оподаткування» рентні платежі належали до загальнодержавних податків та зборів. У Податковому кодексі України даються різні визначення понять, що стосуються рентної плати за транспортування нафти і нафтопродуктів магістральними нафтопроводами і нафтопродуктопроводами, транзитне транспортування трубопроводами природного газу і аміаку як загальнодержавного платежу.

За ПКУ, платниками рентної плати є суб'єкти господарювання, які експлуатують об'єкти магістральних трубопроводів та надають (організують) послуги з транспортування (переміщення) вантажу трубопроводами України. Але ж поняття «вантаж» означає об'єкт перевезень. За показниками об'єкта визначається плата за перевезення відповідно до транспортних тарифів. За чинною термінологією, вантаж трактується як всі предмети з моменту прийняття для перевезень до здачі одержувачу вантажу. Поняття вантажовідправник розглядається як будь-яка фізична або юридична особа, яка подає перевізнику вантаж для перевезення. Вантажоодержувач – будь-яка фізична або юридична особа, яка здійснює приймання вантажів, оформлення товарно-транспортних документів та розвантаження транспортних засобів у встановленому порядку [7]. Отже, ця термінологія не має фіскальної орієнтації.

В літературі, наприклад, з питань морських перевезень для визначення плати (винагороди) за перевезення вантажу застосовуються терміни ціна перевезення, тариф, фрахт і провізна плата, які не є тотожними. Фрахт трактується як винагорода, яка встановлюється угодою

сторін за фрахтування судна. Щодо винагороди за перевезення вантажу, яка нараховується згідно з встановленими тарифами то використовується термін провізна плата.

В юридичній літературі висловлюється думка про те, що поняття фрахту значно ширше, ніж поняття винагороди за перевезення. Зміст поняття "фрахт" охоплює будь-яку плату за перевезення вантажу на морському судні незалежно від того, в якому порядку визначається розмір цієї плати. Розмір провізної плати визначається за показниками: вага (кількість), цінність вантажу, спосіб перевезення, відстань та швидкість перевезення. Тому відправники вимагають правильного зазначення наведених показників у перевізних документах. Ціна перевезення вантажу морським транспортом може визначатися згідно тарифів, які діють на морському транспорті або за згодою сторін. Отже, поняття вантажу не можна вживати при визначенні об'єкта для обчислення фіскального платежу чи відносно платника.

За ПКУ, платником ренти за транзит природного газу територією України є уповноважений КМУ суб'єкт господарювання, який надає (організовує) послуги з його транзиту територією України. Платником ренти за перевезення водневих товарів, на наш погляд, мають стати і автотранспортні підприємства, оскільки сума рентної плати залежить від показників переміщення вуглеводнів. До того ж, показники фінансового результату від звичайної діяльності та рентабельності операційної діяльності транспорту і зв'язку, за даними Держкомстату, щорічно значно вищі за показники по інших видах еконо-

мічної діяльності в Україні. Тому за нарахування ренти автотранспортним підприємствам є реальною і значимою щорічно. Об'єктом нарахування ренти за переміщення нафти та нафтопродуктів є їх фактичні обсяги, що транспортуються територією України у звітному періоді.

Результатом нарахування ренти за переміщення природного газу та аміаку слугує сума добутків відстаней відповідних маршрутів їх транспортування (переміщення), узгоджених між платником рентної плати та замовником на відповідний звітний період, на обсяги природного газу та аміаку, транспортуваних (переміщених) кожним маршрутом транспортування. За базові ставки нарахування фіскально-магістрального доходу (чинної ренти) слід прийняти їх величини, прийняті у ПКУ: 1,67 гривні за транзитне транспортування 1000 куб. метрів природного газу за кожні 100 кілометрів відстані відповідних маршрутів його транспортування; 4,5 гривні за транспортування однієї тонни нафти магістральними нафтопроводами; 4,5 гривні за транспортування однієї тонни нафтопродуктів магістральними нафтопродуктопроводами; 5,1 гривні за транзитне транспортування однієї тонни аміаку за кожні 100 кілометрів відстані відповідних маршрутів його транспортування.

Для усіх цих видів транспорту слід враховувати положення ПКУ: зі зміною тарифів до ставок рентної плати застосовується коригувальний коефіцієнт. Він має обчислюватися у порядку, встановленому Кабінетом Міністрів України (крім ставки рентної плати за транзитне транспортування природного газу).

Порядок обчислення ренти за автотранспортування водневих товарів має бу-

ти прийнятий, за визначенням ПКУ. За базовий звітний період для рентної плати приймається календарний місяць. Платники самостійно обчислюють суму грошових зобов'язань з рентної плати. Сума рентної плати обчислюється як добуток відповідного показника бази нарахування (за ПКУ об'єкта оподаткування) на відповідну ставку та з урахуванням коригувального коефіцієнта, визначеного в установленому порядку.

Розрахунок рентної плати за звітний період (календарний місяць) виконується за встановленою формою і подається платником рентної плати органу державної податкової служби за місцем його реєстрації протягом 20 календарних днів, що настають за останнім календарним днем звітного періоду. Сума рентної плати за звітний період, що дорівнює календарному місяцю, вноситься на казначейські рахунки платником за місцем його податкової реєстрації авансовими платежами щодаки (15, 25 числа поточного місяця, 5 числа наступного місяця), визначеної за: фактичними обсягами природного газу та аміаку і показниками відстані відповідних маршрутів їх транспортування територією України у відповідних декадах місяця; фактичними обсягами нафти і нафтопродуктів, що транспортуються територією України у відповідних декадах місяця.

Визначена у звітному розрахунку за відповідний звітний період сума фіскальних зобов'язань з рентної плати з урахуванням фактично сплачених авансових платежів вноситься платниками рентної плати до державного бюджету протягом 10 календарних днів, що настають за останнім календарним днем граничного строку подання такого розрахунку.

Якщо сума рентної плати, яка нарахована платником рентної плати за звітний період, але не сплачена протягом 10 календарних днів, що настають за останнім календарним днем граничного строку подання розрахунку, то на неї нараховується пеня в порядку, встановленому ПКУ. Тобто, платник зобов'язаний самостійно вносити суму ренти і плату за порушення термінів її перерахування на казначейські рахунки. Суму фіскально-магістрального доходу (рентної плати) від перевезення нафти, нафтопродуктів і аміаку пропонується обчислювати за ставками і кількістю (в тоннах).

Відповідно, платник несе відповідальність за правильність обчислення рентної плати, повноту і своєчасність її внесення до бюджету, а також за своєчасність подання органам державної податкової служби відповідних розрахунків згідно нормам Кодексу та інших законів України. Контроль за правильністю обчислення, своєчасністю і повнотою справляння рентної плати до бюджету здійснюють органи державної податкової служби. Слово «справляти», за тлумачним словником, означає складати враження, святкувати і т.п. Але його не можна вживати у значенні здійснення певної управлінської функції щодо суб'єкта господарювання як платника ренти. Отже, рента є рентою, тобто платою за певні послуги, а не податком чи збором, оскільки, за ПКУ, податок – це «...обов'язковий, безумовний платіж до відповідного бюджету, що справляється з платників податку відповідно до цього Кодексу» [3]. З цього виразу випливає, що платників багато, але вони сплачують один податок, але на практиці платник спла-

чує певну кількість податків, тому таке визначення потребує редакції.

Отже, на наш погляд, слово «справляння» в даному контексті нелогічне, оскільки навіть застосовуване у податковій практиці поняття «справляння» відносити до податкових органів неправомірно, оскільки вони здійснюють лише прийом і перевірку відповідних документів платника податків, а не справляння або зовнішній контроль. Кошти вносять на казначейські рахунки платежу, а не податкових органів. Казначейство контролює фактичні надходження і надає їх податковим органам.

Обчислення і внесення суми рентної прати здійснює суб'єкт господарювання. Треба розуміти, що він, за ПКУ, як платник вносить відповідну суму коштів на казначейські рахунки, а не справляє їх. Справляти податок, приймати та перевіряти документи – ці три терміни навіть не є синонімами. Якщо за ПКУ вважати, що податкові, як контролюючі органи, ще повинні контролювати себе. Тоді це – нонсенс, адже вираз «контроль контролю» знов-таки належить до виразу

«масло масляне». Зауважимо, що контроль і відповідальність за сплату чинної ренти перед КМУ покладено на НАК «Нафтогаз України».

Висновки з даного дослідження

Отже, чинна рента не є податком у тлумаченні ПКУ, оскільки за суттю не відповідає офіційному визначенню податку. Плату державі за міждержавне перекачування водневих ресурсів пропонується називати фіскально-магістральним доходом і відповідно змінити механізм його нарахування та внесення коштів на казначейські рахунки. Створення такого механізму потребує певних досліджень. Плата за переміщення водневих ресурсів має обчислюватися залежно від виду транспорту (трубопровідного, автомобільного, залізничного) за комплексом показників: кількість та якість товару, час, магістральні тарифи і відстані його переміщення. Сума може корегуватися за коефіцієнтами, офіційно встановлених КМУ.

Література

1. Конституція України: Прийнята на п'ятій сесії Верховної Ради України 28 червня 1996 року. - К.: Велес, 2006. – 48 с. (із змінами).
2. Закон України «Гірничий закон України» від 6 жовтня 1999 року № 1127-XIV(зі змінами і доповненнями).
3. Податковий кодекс України. - К.: Юрінком Інтер, 2010. - 496 с.
4. Малюк Б. І., Бобров О. Б., Красножон М. Д. Надзакористування у країнах Європи і Америки: Довідникове видання. – К.: Географіка, 2003. – 197 с. : іл. 90. – Бібліогр: С. 196 – 197.
5. Основи економічної геології: Навч. посіб. для студ. геол. спец. вищ. навч. закл. освіти /М. М. Коржнев, В.А. Михайлов, В. С. Міщенко та ін. – К.: Логос, 2006. – 223 с.:іл. – Бібліогр: С. 218 – 222.
6. Сучасний тлумачний словник української мови: 50000 слів/ За аг ред. д-ра філол. наук, проф.. В. В. Дубічинського. – Х.: ВД «ШКОЛА», 2006. – 832 с.
7. Про затвердження Правил перевезень вантажів автомобільним транспортом в Україні: наказ Міністерства транспорту України від 14.10.1997 р. № 363. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 20 лютого 1998 р. за № 128/2568
8. Статистичний щорічник України за 2009 рік. – К., 2010. – 566 с.

ТЕОРЕТИЧНА ЕКОЛОГІЯ

УДК 574.3: 579.26

АЛЛЕЛОПАТИЧНИЙ ВПЛИВ *NAJAS MAJOR* НА БАКТЕРІЇ *ERYSIPELOTHRIX* *RHUSIOPATHIAE*

Гулай О.В.

Інститут агроєкології і природокористування НААН України
вул. Метрологічна, 12, 03143, м. Київ
ol.gulay@rambler.ru

В період активної вегетації рослини *N. major* виділяють у середовище існування речовини, які здійснюють стимулюючий вплив на популяції *E. rhusiopathiae*. Речовини, які виділяються в процесі деструкції після відмирання *N. major*, використовуються бактеріями *E. rhusiopathiae* для збільшення своєї кількості в середовищі існування. В гідробіоценозах між *N. major* та *E. rhusiopathiae* формуються біотичні зв'язки топичного типу, впродовж всього року бактерії знаходять сприятливі умови для існування у заростях цих рослин. У складі прісноводних екосистем патогенні бактерії *E. rhusiopathiae* являють загрозу зараження людей та тварин. Строки існування бактерій *E. rhusiopathiae* у водоймах до певної міри залежать від екологічних зв'язків з різноманітними компонентами гідробіоценозів, зокрема *N. major*. **Ключові слова:** *Najas major*, прижиттєві та постлетальні виділення, *Erysipelothrix rhusiopathiae*, стимулюючий вплив, екологічні зв'язки.

Аллелопатическое влияние *Najas major* на бактерий *Erysipelothrix rhusiopathiae*. Гулай А.В. В период активной вегетации растения *N. major* выделяют в среду обитания вещества, которые оказывают стимулирующее влияние на популяции *E. rhusiopathiae*. Вещества, которые выделяются в процессе деструкции после отмирания *N. major*, используются бактериями *E. rhusiopathiae* для увеличения своего количества в среде обитания. В гидробиоценозах между *N. major* и *E. rhusiopathiae* формируются биотические связи топического типа, в течении всего года бактерии находят благоприятные условия для существования в зарослях этих растений. В составе пресноводных экосистем, патогенные бактерии *E. rhusiopathiae* представляют угрозу заражения людей и животных. Сроки существования бактерий *E. rhusiopathiae* в водоемах в определенной степени зависят от экологических связей с разнообразными компонентами гидробиоценозов, в частности *N. major*. **Ключевые слова:** *Najas major*, прижизненные и постлетальные выделения, *Erysipelothrix rhusiopathiae*, стимулирующее влияние, экологические связи.

Allelopathic effect of the *Najas major* on the *Erysipelothrix rhusiopathiae* bacteria. Hulai A.V. The substances, emitted by *N. major* during the active growing period, are capable of producing a stimulating effect on the populations of *E. rhusiopathiae*. As a result of degradation processes taking place after the death of *N. major*, the substances are produced which *E. rhusiopathiae* bacteria can actively use to increase their density in the habitat. In hydrobiocenoses, *N. major* and *E. rhusiopathiae* form topical-type biotic relations; as a result, bacterias find favorable conditions to exist in thickets of this plant throughout the year.

Pathogenic bacteria *E. rhusiopathiae*, being a part of freshwater ecosystems, can threaten humans and animals with infection. To some extent, the lifespan of *E. rhusiopathiae* in water depends on the ecological relationships with various components of hydrobiocenoses, including *N. major*. **Keywords:** *Najas major*, in vivo and post-lethal secretions, *Erysipelothrix rhusiopathiae*, stimulating effect, environmental relations.

Прісноводні екосистеми є багатовидовими угрупованнями, в яких живі організми перебувають у складних взаємозв'язках між собою та з середовищем існування [1]. Важливим компонентом біоценозів прісних водойм є бактерії, що виконують ряд важливих функцій і є основою багатьох трофічних ланцюгів. Дослідження свідчать, що поряд з великою кількістю сапрофітів до складу мікробіоценозів водойм можуть входити патогенні бактерії, які здатні викликати захворювання людей, домашніх та сільськогосподарських тварин [2]. Водний шлях передачі і здатність тривалий час існувати в умовах водойм роблять цих збудників інфекцій надзвичайно небезпечними, а вивчення їх екології є актуальною проблемою [3].

Бактерії *Erysipelothrix rhusiopathiae* – грампозитивні прямі чи дещо зігнуті палички, спор і капсул не утворюють, стійкі до впливу несприятливих факторів зовнішнього середовища. *E. rhusiopathiae* поширені в ґрунтах та водоймах і здатні викликати захворювання людей, диких, домашніх та сільськогосподарських тварин [4]. Найбільших економічних збитків захворювання, що викликаються *E. rhusiopathiae*, завдає свинарству, хоча відмічаються випадки захворювань великої рогатої худоби, коней, овець, собак та птиці. Збудник потрапляє до організму людини чи тварини з ґрунту, води через мікротравми шкіри або слизисті оболонки шлунково-кишкового тракту.

Не дивлячись на те, що *E. rhusiopathiae* часто виявляють у ґрунті та воді відкритих водойм, у науковій літературі є інформація про особливості екологічних взаємодій цих патогенних бактерій з компонентами відповідних біоценозів вкрай обмежені. Зокрема, не виявлено робіт із дослідження алелопатичного впливу на *E. rhusiopathiae* з боку компонентів фітоценозів прісних водойм, хоча відомо, що водні рослини є однією з провідних ланок у процесі самоочищення водойм, регуляції кисневого режиму, обміні речовин [5-7]. У будь-якому фізіологічному стані рослини створюють навколо себе специфічне середовище, яке здійснює як стимулюючий, так і пригнічуючий вплив на гідробіонтів [7].

З огляду на відсутність у науковій літературі відповідних даних, нами поставлено за мету з'ясувати характер екологічних взаємозв'язків патогенних бактерій *E. rhusiopathiae* з найбільш поширеними в Україні видами прибережно-водних рослин. Частина результатів проведених експериментів з цієї тематики нами вже опубліковано [8-11] і продовжуються дослідження з обраного напрямку.

Різуха велика (*Najas major*) – однорічна водна рослина, що поширена у прісних водоймах більшості районів України, належить до відділу покритонасінні (*Magnoliophyta*), класу однодольні (*Liliopsida*), порядку наядоцвіті (*Najadales*), родини різухові (*Najadaceae*), рід різуха (*Najas*) [12]. З огляду на поширеність *N. major* бу-

ло обрано у якості співоб'єкта у дослідженнях алелопатичного впливу на популяції *E. rhusiopathiae*.

Матеріали та методи досліджень

Рослини *N. major* відбирали з природних місць зростання (червень) та культивували у скляних акваріумах у воді, взятій з водогону при температурі $+20,0 \pm 2,0^\circ\text{C}$ за умов природного освітлення. Співвідношення сирової біомаси рослини до води становило 1:10 [13]. Зразки для тестування із прижиттєвими виділеннями рослини відбирали через 7 діб після початку культивування.

Після завершення вегетації *N. major* (жовтень) відбирали з водойм і поміщали у скляні ємності у співвідношенні води до залишків рослин 1:10. Зразки знаходились за природних коливань освітленості та температури. Проби води для вивчення впливу постлетальних екстрактів *N. major* на *E. rhusiopathiae* відбирали через 10 та 60 діб.

Водні розчини з прижиттєвими виділеннями та продуктами деструкції *N. major* стерилизували шляхом фільтрації під вакуумом через целюлозні фільтри з діаметром пор $\leq 0,2$ мкм.

Біотестування проводили з культурами *E. rhusiopathiae* (штам VR-2 var. IVM), які вирощували впродовж 48 годин на серцево-мозковому бульйоні (AES Chemunex, Франція) при температурі $36,7 \pm 0,3^\circ\text{C}$.

Дослідження алелопатичного впливу *N. major* на популяції *E. rhusiopathiae* проводили *in vitro*, за умов наближених до природних. Методом послідовних розведень готу-

вали дослідні зразки, які після додавання середовища з бактеріями містили прижиттєві виділення або постлетальні екстракти рослин у співвідношеннях 1:10, 1:100, 1:1000 та 1:10000. Для контролю використовували аналогічні дослідним пропорції культур бактерій та стерилізованої води з водогону. При постановці експерименту для інокуляції бактерій у досліді та контролі використовували одну культуру, щоб початковий вміст *E. rhusiopathiae* у групах зразків був однаковим.

Дослідні та контрольні зразки зберігались при температурі $18-20^\circ\text{C}$ упродовж 48 годин, після чого визначали вміст бактерій. Із зразків відбирали проби об'ємом $0,1\text{ см}^3$ і готували послідовні розведення 1×10^{-3} , 1×10^{-4} , 1×10^{-5} , 1×10^{-6} , які висівали на поверхню поживного агару (AES Chemunex, Франція) в чашки Петрі. Після культивування за температури $36,7 \pm 0,3^\circ\text{C}$ упродовж 72 годин підраховували колонії *E. rhusiopathiae*. Для зручності опрацювання та порівняння даних проводили розрахунок середньої кількості колоній утворювальних одиниць (КУО) бактерій на $1,0\text{ см}^3$.

Результати, одержані при проведених досліджень, математично обробляли з використанням загальноприйнятих статистичних методів [14].

Результати проведених досліджень

Прижиттєві виділення рослин *N. major* здійснювали стимулюючий вплив на піддослідні популяції бактерій *E. rhusiopathiae* у всьому діапазоні використаних розведень (табл. 1).

Таблиця 1. Вміст *E. rhusiopathiae* у дослідних та контрольних зразках за умов впливу прижиттєвих виділень *N. major* ($\times 10^6$ КУО / см^3)

№ експеримента	Дослід (розведення виділень)				Контроль
	1:10	1:100	1:1000	1:10 000	
1	50,00	29,20	19,60	6,40	6,10
2	51,60	28,40	20,70	6,20	5,90
3	48,70	30,10	20,00	6,60	5,60
4	51,90	28,80	19,90	6,40	5,50
5	49,60	30,50	20,50	6,10	5,80
6	47,80	29,70	19,20	6,50	5,90
M*	49,93	29,45	19,98	6,37	5,80
σ	1,60	0,80	0,56	0,19	0,22
m	0,72	0,36	0,25	0,08	0,10
Для розведення 1:10 t = 61,03 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$					
Для розведення 1:100 t = 63,99 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$					
Для розведення 1:1000 t = 53,03 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$					
Для розведення 1:10 000 t = 4,41 при $t_{кр} = 2,23$; $P \leq 0,05$					

*Примітка (тут і далі): М – середнє арифметичне; σ – середнє квадратичне відхилення; m – середня похибка; t – коефіцієнт Стюдента; $t_{кр}$ – критичне значення показника t; P – рівень ймовірності.

Найбільшою мірою цей ефект проявився у зразках з розведенням виділень рослин 1:10 – вміст бактерій у досліді був у 8,61 разів більшим, ніж у контролі. Зменшення концентрації прижиттєвих виділень рослин, відповідно до умов проведення експеримента, позначилось у зниженні різниці між вмістом клітин *E. rhusiopathiae* у дослідних та контрольних зразках.

Так, при вмісті водорозчинних аелопатично активних речовин *N. major* 1:100 різниця в щільності популяцій бактерій становила 5,08 разів, при 1: 1000 – 3,45; 1:10000 – 1,10 разів. Статистична обробка даних показала достовірність виявлених відмінностей вмісту клітин бактерій у дослідних та контрольних зразках, що підтверджує наявність аелопатичного впливу *N. major* на популяції *E. rhusiopathiae* в умовах експеримента. Базуючись на даних експериментальних досліджень мо-

жна припустити, що у весняно-літній період в прибережній частині прісних водойм у заростях *N. major* складаються сприятливі умови для збільшення щільності і підтримання високої чисельності популяцій патогенних бактерій *E. rhusiopathiae*.

Значна біомаса, яку утворює *N. major* за вегетаційний період, після його завершення активно розкладається. Деструкція залишків водних рослин проходить у декілька етапів, зокрема, на початку відбувається виділення водорозчинних речовин та інтенсивний розвиток мікроорганізмів [15].

У серії експериментів досліджувалась реакція популяцій *E. rhusiopathiae* на присутність у середовищі речовин, що утворюються при розкладі вегетативних частин *N. major* в різний період (10 та 60 діб). Результати досліджень, а також дані їх статистичної обробки, наведено у таблицях 2, 3.

Таблиця 2. Вміст *E. rhusiopathiae* у дослідних та контрольних зразках за умов впливу 10-денних постлетальних екстрактів *N. major* ($\times 10^6$ КУО / см^3)

№ експеримента	Дослід (розведення екстрактів)				Контроль
	1:10	1:100	1:1000	1:10 000	
1	3,04	2,66	1,19	0,64	0,27
2	3,26	1,35	1,37	0,69	0,25
3	2,91	2,07	1,23	0,73	0,24
4	3,00	2,83	1,26	0,67	0,30
5	2,93	1,49	1,31	0,73	0,26
6	3,12	2,16	1,25	0,65	0,29
M*	3,04	2,09	1,27	0,69	0,27
σ	0,13	0,60	0,06	0,04	0,02
m	0,06	0,27	0,03	0,02	0,01
Для розведення 1:10 t = 46,77 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$					
Для розведення 1:100 t = 6,82 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$					
Для розведення 1:1000 t = 33,14 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$					
Для розведення 1:10 000 t = 20,59 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$					

На початкових етапах розкладу біомаси (10 діб) речовини, що були виділені у водне середовище, викликали збільшення щільності популяцій *E. rhusiopathiae* у дослідних зразках порівняно з контрольними. Зокрема, при розведенні 1:10 постлетальних екстрактів *N. major* кількість бактерій у досліді була в 11,34 рази вищою, ніж у контролі. В інших групах зразків із 10-кратними розведеннями продуктів розкладу рослин спостерігалось переважання вмісту бактерій у дослідних зразках порівняно з контролем: 1:100 – 7,80; 1:1000 – 4,73; 1:10000 – 2,55 разів.

Реакція популяцій *E. rhusiopathiae* на вплив речовин, що виділились при розкладі залишків *N. major* впродовж 60 діб, також була позитивною. Вміст бактерій у дослідних зразках був більшим порівняно з контролем при розведенні екстрактів 1:10 у 6,45; 1:100 – 3,99; 1:1000 – 2,26; 1:10000 –

1,32 раза. Отже, і через 60 діб розкладу залишків *N. major* у середовищі містяться речовини, що викликають стимулюючий ефект у популяціях *E. rhusiopathiae*. Одночасно, спостерігається майже двократне зниження інтенсивності стимулюючого впливу постлетальних екстрактів *N. major* на популяції піддослідного виду бактерій впродовж терміну спостережень, що пояснюється частковим використанням поживних речовин іншими компонентами сапрофітної мікрофлори.

Зниження рівня стимуляції у популяціях *E. rhusiopathiae* в дослідних зразках пов'язано із збільшенням показника розведення прижиттєвих виділень та постлетальних екстрактів *N. major*. Аналіз дослідних даних з використанням показника кореляції (r) показав, що між цими явищами існує тісний прямий зв'язок. Так, у досліді з прижиттєвими виділеннями *N. major* – r =

0,89; для дослідів з 10-денним терміном деструкції залишків рослин – $r = 0,87$; 60-денним – $r = 0,91$.

Таблиця 3. Вміст *E. rhusiopathiae* у дослідних та контрольних зразках за умов впливу 60-денних постлетальних екстрактів *N. major* ($\times 10^6$ КУО / cm^3)

№ експеримента	Дослід (розведення екстрактів)				Контроль
	1:10	1:100	1:1000	1:10 000	
1	12,70	8,03	4,41	2,64	1,98
2	12,40	7,91	4,46	2,57	2,02
3	13,00	7,76	4,59	2,68	1,93
4	12,80	7,64	4,47	2,61	2,00
5	12,50	8,01	4,38	2,54	1,94
6	13,10	7,93	4,55	2,59	1,99
M	12,75	7,88	4,48	2,61	1,98
σ	0,27	0,15	0,08	0,05	0,04
m	0,12	0,07	0,04	0,02	0,02
Для розведення 1:10	t = 87,25 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$				
Для розведення 1:100	t = 84,88 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$				
Для розведення 1:1000	t = 63,73 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$				
Для розведення 1:10 000	t = 22,98 при $t_{кр} = 4,59$; $P \leq 0,001$				

Одержані результати досліджень свідчать, що в прибережній ділянці водойм на тих ділянках, де у теплий період проходить вегетація *N. major*, а в холодну пору року – процеси розкладу рослинних залишків, для патогенних бактерій *E. rhusiopathiae* створюються сприятливі умови для існування. Оскільки рослини *N. major* виділяють у середовище існування біологічно-активні речовини, чим змінюють умови існування *E. rhusiopathiae*, між цими видами формується топічний тип біоценотичних зв'язків.

Ступінь сприятливості для існування *E. rhusiopathiae* певних ділянок водойм змінюється у часі, що зумовлено сезонною динамікою стану фітоценозів. Різноманітні екологічні зв'язки, які формуються між компонентами біоценозів та *E. rhusiopathiae*, значною мірою здатні впливати як на стан популяцій цих патогенних бактерій, так і зага-

лом на тривалість їх перебування у складі екосистем.

Аналіз механізмів взаємодій популяцій *E. rhusiopathiae* з компонентами фітоценозів прісних водойм дозволить у майбутньому прогнозувати ризики захворюваності людей та сільськогосподарських тварин як на окремих ділянках водойм так і на різних територіях.

Висновки

У період вегетації рослини *N. major* виділяють у водне середовище речовини, присутність яких викликає у популяціях *E. rhusiopathiae* стимулюючий ефект, що проявляється у збільшенні загальної кількості бактерій. Продукти розкладу залишків рослин *N. major* викликають збільшення щільності популяцій патогенних бактерій *E. Rhusiopathiae*.

У прибережних ділянках водойм в місцях зростання *N. Major* можуть

створюватись сприятливі умови для існування та збільшення чисельності патогенних бактерій *E. Rhusiopathiae*.

Між рослинами *N. major* та бактеріями *E. rhusiopathiae* в умовах пріс-

новодних екосистем може формуватися топічний тип біоценотичних зв'язків.

Література

1. Садчиков А.П. Гидробиотаника: Прибрежно-водная растительность / А.П. Садчиков, М.А. Кудряшов. – М.: Издательский центр «Академия», 2005. – 240 с.
2. Сомов Г.П. Сапрофитизм и паразитизм патогенных бактерий: Экологические аспекты / Г.П. Сомов, В.Ю. Литвин. – Новосибирск: Сиб. отд. Наука, 1988. – 203 с.
3. Эпидемиологические аспекты экологии бактерий / [Литвин В.Ю., Гинцбург А.Л., Пушкарева В.И. и др.]. – М.: Фармарус–Принт, 1998. – 255с.
4. Борисович Ю.Ф. Инфекционные болезни животных: Справочник / Ю.Ф. Борисович, Л.В. Кириллов. – М.: Агропромиздат, 1987. – 288 с.
5. Мережко А.И. Роль высших водных растений в самоочищении водоемов / А.И. Мережко // Гидробиол. журн. – 1973. – Т. 9. – № 4. – С. 118 – 126.
6. Мережко А.И. Высшие водные растения и их значение для формирования качества воды / А.И. Мережко // Проблемы экологии и альгологии. – Киев: Наук. думка, 1978. – С. 213 – 224.
7. Метейко Т.Я. Метаболиты высших водных растений и их роль в биоценозах / Т.Я. Метейко // Гидробиол. журн. – 1981. – Т. 17. – № 4. – С. 3 – 14.
8. Гулай О.В. Біотичні зв'язки патогенних бактерій *Erysipelothrix rhusiopathiae* та синьозелених водоростей *Microcystis pulverea* / О.В. Гулай, О.М. Жукорський // Біологія тварин. – 2013. – Т. 15. – №3. – С. 9 – 16.
9. Гулай О.В. Формування екологічних зв'язків *Erysipelothrix rhusiopathiae* з *Riccia fluitans* у гідробіоценозах // О.В. Гулай, О.М. Жукорський // Рибогосподарська наука України. – 2013. – №4. – С.17–24.
10. Zhukorskiy O. M. Changes in the Population Density of Pathogenic Microorganisms in Response to the Allelopathic Effect of *Thypha latifolia* / O. M. Zhukorskiy, O. V. Gulay, V. V. Gulay, N. P. Tkachuk // Agricultural sciences and practice. – 2014. – №1. – P. 31 – 36.
11. Гулай О.В. Алелопатичний вплив рослин роду *Salix* на популяції бактерії *Erysipelothrix rhusiopathiae* / О.В. Гулай // Агроекологічний журнал. – 2014. – № 4. С. 79 – 84.
12. Определитель высших растений Украины / [Доброчаева Д.Н., Котов М.И., Прокудин Ю.Н. и др.]. – К.: «Наукова думка», 1987. – 546с.
13. Гродзінський А.М. Основи хімічної взаємодії рослин / А.М. Гродзінський. – К.: Наукова думка, 1973. – 190с.
14. Брандт З. Анализ данных. Статистические и вычислительные методы для научных работников и инженеров / З. Брандт. – М.: Мир, ООО «Издательство АСТ», 2003. – 686 с.
15. Кокин К.А. Экология высших водных растений / К.А. Кокин. – М.: Изд-во МГУ, 1982. – 160 с.

ІНДИКАТОРНЕ ЗНАЧЕННЯ ПАРАЗИТІВ РИБ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Заїченко Н.В.

Інститут гідробіології НАН України, просп. Героїв Сталінграду, 12, Київ,
04210 e-mail: zaichenko_natali@ukr.net

В роботі наведено порівняльний аналіз склад та структуру паразитів ротану в водоймах що відрізнялись ступенем антропогенного навантаження. Виявлено зменшення видового різноманіття та домінування окремих видів паразитів. Наведено дані отримані при вивченні впливу високих концентрацій сполук неорганічного азоту на структуру паразитоценозу білого амуру. **Ключові слова:** біоіндикація, паразити риб, антропогенне навантаження

Индикаторное значение паразитов рыб для оценки экологического состояния водных объектов. Заиченко Н.В. В работе приведен сравнительный анализ состава и структуры паразитов ротана в водоемах, отличавшихся степенью антропогенной нагрузки. Выведено уменьшение видового разнообразия и доминирование отдельных видов паразитов. Приведены данные, полученные при изучении влияния высоких концентраций соединений неорганического азота на структуру паразитоценозов белого амура. **Ключевые слова:** биоиндикация, паразиты рыб, антропогенная нагрузка

The indicator significance of fish parasites to assessment ecological conditions of water bodies. Zaichenko N.V. Comparative analysis of composition and structure of rotan's parasites in water bodies that differing in degree of anthropogenic load is given. Reduce species diversity and dominating of some parasites were identify. Data obtained during study of impact of inorganic nitrogen compounds high concentrations on grass carp's parasite structure are given. **Key words:** bioindication, fish parasites, anthropogenic load.

Вступ

У зв'язку з інтенсивним ростом промисловості, збільшення народонаселення та зростанні антропогенного навантаження, в тому числі, і на водні об'єкти актуальним є питання моніторингу та оцінки якості водних об'єктів. Доцільно обрати декілька індикаторів забруднення, в тому числі і біологічні [5, 7]. За останні більш ніж 20 років все більше уваги приділяється використанню змін угруповань паразитів того чи іншого виду в водних екосистемах в якості біоіндикаторів забруднення водойм бікарбонатами, важкими металами,

термальним забрудненням, евтрофікації, антропогенного навантаження та інше [19]. Той факт, що велика частка паразитів передається аліментарним шляхом, тобто залучається в харчові ланцюги, дає важливу інформацію про хазяїв та їх ценотичні зв'язки у екосистемі [16]. Перевага паразитичних організмів перед іншими полягає в тому, що вони акумулюють всі зміни, що відбуваються в екосистемі більш повно та швидко ніж інші організми, адже розвиток великої частки відбувається за участі різних таксономічних груп [8].

Паразитичні організми є складовою частиною біоценозів, що як і

вільноживучі організми реагують на зміни стану навколишнього середовища, в тому числі на забруднення різного роду та антропогенне навантаження. При цьому реакція різних груп паразитів на дію того чи іншого чинника неоднозначна. Рівень зараження одними видами паразитів може знижуватися, зростати або залишатися на одному й тому ж рівні [15, 17, 18]. Так, наприклад, досить чутливими до забруднення є вільноживучі розселювальні личинки паразитичних плоских червів – онкомірацидії, корацидії, мірацидії. У деяких гельмінтів спостерігається суттєве зниження плодючості. Експериментально показаний вплив токсичних речовин на протікання інвазійних та інфекційних процесів у риб та їх чутливість до паразитів. Разом з тим встановлено, що моногеней *Diplozoen paradoxum* досить стійкі до дії забруднювачів (промислових скидів). З іншої сторони, інтенсивність зараження цестодою *Caryophyllaeus laticeps* значно зростає, так, як проміжними хазяями цестоди виступають токсикорезистентні олігохети [6].

Що ж стосується використання структури паразитоценозу виду для оцінки антропогенного навантаження, то дані з цього питання досить фрагментарні [6, 14]. Але загалом, відмічається тенденція до зменшення різноманіття паразитоценозів, крім того змінюється структура та домінуючі види в паразитоценозах [7]. Враховуючи, що реакція різних видів паразитів є непередбачувана за дії різних чинників актуальним залишається вивчення реакції паразитів за дії різних негативних факторів.

Мета досліджень - охарактеризувати паразитоценоз ротану-головешки (*Perccottus glenii*), на основі якісних та кількісних характеристик, в водних об'єктах що відрізняються ступенем антропогенного навантаження. Прослідкувати зміни структури паразитоценозу білого амуру (*Ctenopharyngodon idella*) за умов існування риб у ставках з різною концентрацією сполук неорганічного азоту.

Методика досліджень

Для успішного аналізу риб на наявність паразитичних організмів матеріал досліджувався в живому вигляді, без застосування фіксуючих засобів. Транспортування риби проводилось в воді з водойми з якої вона була виловлена. Після збору матеріалу об'єкти дослідження піддавались частковому паразитологічному розтину (були досліджені поверхня тіла, зябра, очі, травна система з залозами, гонади та м'язи) з подальшим приготуванням тимчасових та постійних препаратів симбіонтів та паразитів за стандартними методиками [4]. Видова належність симбіонтів визначалась за визначниками та науковими роботами [9-11]. Для кількісної оцінки різноманіття паразитоценозів риб був використаний індекс Шеннона [3].

Результати досліджень та їх обговорення

1. Зміни структури паразитоценозу ротану-головешки в водоймах з різним ступенем антропогенного навантаження.

Ротан-головешка що часто виступає домінуючим компонентом іхтіоценозів невеликих водойм, що

були ним освоєні, короткоцикловий вид риб, тримається зарослих вищою водяною рослинністю мілководь, на протязі всього життя харчується тваринною їжею, що створює оптимальні умови для зараження риб різними видами паразитичних організмів. В ході паразитологічного дослідження ротану-головешки (*Perccottus glenii*) було розітнуто 384 екземпляри, різних розмірів (від 30 до 117 мм), віку (0 – 4+) та статі. Дослідження проводилось на п'яти водних об'єктах: озера (озеро Шапарня (112 екземплярів риб) – в межах Голосіївського Національного природного парку, озеро Вербне (113 екземплярів) – в житловому районі м. Києва) та на заплаві водойми р. Десна (119 екземплярів) (с. Новосілки), р.Ірпінь (в районі с. Стоянка) (10 екземплярів) та на озері Гниле (система Голосіївських озер) (30екземплярів).

В досліджуваних водоймах у ротана виявлено 16 видів та не визначених до виду форм паразитів, що належать до різних систематичних груп: інфузорії класу Peritricha – 4 види (*Trichodina cobitis* Lom, 1960, *T.rostrata* Kulemina, 1968, *T.nigra* Lom, 1960, *T.pediculus* Ehrenberg, 1838, *T. mutabilis* Kazubski et Migala, 1968), Monogenea – 1 вид (*Gyrodactylus perccotti* Ergens et Yurkimenko, 1973), Cestoda – 2 види (*Proteocephalus percae* Müller, 1780, *Paradilepis scolecina* Rudolphi, 1819), 2 види Nematoda (*Spiroxys contortus* Rudolphi, 1819, *Raphidascaris acus* Bloch, 1779), 4 види Trematoda (*Diplostomum spathaceum* Rudolphi, 1819,

Opisthioglyphe ranae Froelich, 1791, *Echinochasmus coxatus* Dietz, 1909, *Echinostomatidae gen.sp.* Dietz, 1909), 1 вид скреблянок (*Acanthocephalus lucii* Müller, 1776), глохидії двостулкових молюсків класу Bivalvia (*Unionidae gen.sp.*). Видовий склад паразитів в кожній з досліджуваних водойм відрізнявся (табл. 1).

У ротана з оз. Шапарня виявлено три види інфузорій - *T.rostrata*, *T.nigra* та *T.pediculus*, при цьому, домінуючим видом виступає *T.rostrata*, сумарна чисельність *T.nigra* та *T.pediculus* не перевищувала 15%. Інфузорії ротана з стариці р. Десни представлена чотирма видами - *T. cobitis*, *T. mutabilis*, *T.nigra* и *T.pediculus*. При цьому *T. cobitis* та *T.nigra* зустрічаються практично з однаковою частотою, а зараження *T. mutabilis* та *T.pediculus* не більше 15%. *Trichodina cobitis* характеризується найбільшою специфічністю та найчастіше відмічається у щиповок та в'юнів, зараження ж ротану можна пояснити приуроченістю риби до мілководь з добре розвиненими заростями вищої водяної рослинності, до подібним біотопів тяжіють і вказані вище види (щиповка та в'юн). Подібні умови стали достатніми для зараження ротану інфузоріями *T. cobitis*. На озері Вербному у ротану виявлено лише два види *T.nigra* та *T.pediculus*, з 80% домінуванням *T.nigra*. На озері Гниле та в р. Ірпінь для ротану характерна моноінвазія війчастими симбіонтами *T.nigra*. Інших видів симбіонтів виявлено не було.

Таблиця 1. Паразити ротану-головешки в досліджуваних водоймах

Паразити	Досліджуваний водний об'єкт					
	стариця р. Десна		оз. Шапарня		оз. Вербне	
	EI, %	II, екз/орг	EI, %	II, екз/орг	EI, %	II, екз/орг
<i>Trichodina*</i>	91,6 (0,025)	115,0 (6,15)	100,0 (0)	424,3 (27,91)	75,2 (0,040)	75,8 (12,27)
<i>G.perccotti</i>	-	-	1,78 (0,012)	1,5 (0,07)	-	-
<i>P.percae</i>	-	-	3,57 (0,017)	1,0 (0)	-	-
<i>P.scolecina</i>	-	-	од. (0,008)	1,0 (0)	-	-
<i>S.contortus</i> , larva III	1,7 (0,011)	1,0 (0)	4,5 (0,019)	1,0 (0)	од. (0,008)	1,0 (0)
<i>R.acus</i>	-	-	-	-	1,85 (0,012)	1,0 (0)
<i>Echinostomatidae gen.sp.</i> , met	3,4 (0,016)	3,0 (0,32)	-	-	1,8 (0,012)	1,5 (0,06)
<i>E.coaxatus</i> , met	од. (0,008)	1,0 (0)	-	-	-	-
<i>D.spathaceum</i> , met	7,6 (0,024)	1,0 (0)	-	-	9,7 (0,027)	1,0 (0)
<i>O.ranae</i> , met	15,1 (0,033)	2,1 (0,10)	1,78 (0,012)	1,5 (0,07)	3,5 (0,017)	2,7 (0,27)
<i>A.lucii</i>	од. (0,008)	1,0 (0)	-	-	-	-
<i>Unionidae gen.sp.</i>	1,7 (0,012)	3,0 (0,13)	-	-	-	-

Примітка: * - наведено сумарні показники II та EI для інфузорій роду *Trichodina*; в дужках наведено показники помилки репрезентативності, значення 0 для екстенсивності інвазії виникає за умови 100% зараження риб симбіонтом, для інтенсивності інвазії – якщо зараження становило 1екз/орг.

Ротан з стариці р. Десна характеризується найбільшим багатством паразитів та складає 11 видів (табл.1). На наш погляд це можна пояснити рядом причин. По-перше, насиченість паразитичних зв'язків організму напряму залежить від кількості та видової представленості циркулюючих в екосистемі паразитів. Слід відмітити, що наявність зв'язку з р. Десна (кожного року під час весняного паводку) забезпечує поповнення гідробіонтів (безхребетних, молюсків та риб) з супутніми паразитичними організмами. По-друге, враховуючи екологічно сприятливі умови, в водоймі масово розвиваються різні таксономічні групи водних тварин, що можуть виступати в ролі

проміжних хазяїв. Це сприяє збагаченню паразитофауни ротану через різноманітні трофічні зв'язки (спектр харчування від зоопланктону на ранніх етапах розвитку до хижацтва при досягненні певних розмірів) споживаючи велику кількість водних безхребетних збільшуючи тим самим імовірність зараження (через багатство інвазійного начала). Характер їжі хазяїна без сумніву впливає на видову та кількісну представленість паразитів що оселяються в кишечнику та на деяких паразитів внутрішніх органів. При цьому, однак, характер їжі впливає і на хімізм кишкової середовища, що в свою чергу створює умови для заселення та реалізації життєвих циклів паразитів. Крім того, в мало

проточній водоймі через низьку швидкість течії створюються умови, що сприяють зараженню паразитами, що проникають в тіло хазяїна через покриви, а саме: (*D.spathaceum*, *O.ranae*, *Echinostomatidae* *gen.sp.*, *E.coaxatus*). Отже, чим більша видова різноманітність в водному об'єкті тим більше різноманіття ценотичних зв'язків може утворитися між різними складовими біоти. Це в свою чергу зумовлює високе багатство паразитичних організмів, при цьому показники як інтенсивності так і екстенсивності зараження тримаються середніх значень.

Проміжне положення за різноманітністю паразитів займає оз. Шапарня, де симбіоценоз ротана представлена 8 видами. Слід відмітити, що для ротана з цієї водойми, серед досліджених біотопі ротану, характерні найвищі показники зараження інфузоріями. В літній період інтенсивність зараження війчастими симбіонтами сягала майже 1500 екз/орг., а екстенсивність інвазії протягом дослідження в усі сезони складала 100%.

Дещо гірше паразитоценоз ротану представлений в озері Вербному, та включає 7 видів паразитів (*T.nigra*, *T.pediculus*, *R.acus*, *S.contortus* *Echinostomatidae* *gen.sp.*, *D.spathaceum*, *met.*, *O.ranae*, *met.*). Не задовільний стан водойми, що постійно погіршується, бідна іхтіофауна (донор паразитів для ротану) ймовірно зумовлюють низьке різноманіття паразитофауни ротану.

Порівнюючи стан паразитофауни ротану-головешки Глена в різних досліджуваних водних об'єктах найбільш різноманітні з

оз.Шапарня та стариці р.Десна (показники різноманіття за індексом Шеннона 1,61 та 2,77 бит/екз для оз. Шапарня та стариці р.Десна відповідно.) (табл.2). Це пояснюється рядом причин: водойми характеризуються значним багатством та різноманіттям водних безхребетних та риб, а також птахів (як рибоїдних так і коловодних) що в свою чергу створює базу для розвитку та передачі ряду паразитів, життєвий цикл яких включає більш ніж одного хазяїна. Для вказаних водойм в весняний період характерне поповнення іхтіофауни та фауни водних безхребетних під час весняного водопілля. Стан водних об'єктів можна охарактеризувати як «чистий-достатньо чистий», антропогенне навантаження обмежується аматорським ловом та випасом великої рогатої худоби [2, 13]. Для оз. Вербне величина індексу Шеннона складає 1,51 а для оз. Гниле та для р. Ірпін - 0. Симбіоценоз ротану в озері Вербне дещо збіднюється (нараховує 7 видів) так, як водойма менш благополучна, вода в озері на 2000р. оцінюється як «слабко забруднена» [1, 2] що зазнає значного антропогенного навантаження, розташовується в щільно заселеному районі міста. Моноінвазія ротану війчастими симбіонтами відмічена в озері Гниле, та на р.Ірпін - водойми де переважають деструкційні процеси. Аналізуючи склад паразитоценозу ротану можна відмітити, що випадіння видів зі складним життєвим циклом імовірно свідчить про низьке різноманіття водних безхребетних та молюсків.

Таблиця 2. Характеристика досліджуваних водойм

	стариця р. Десна	оз. Шапарня	оз. Вербне	оз. Гниле	р.Ірпін
Кількість видів симбіонтів (з простим життєвим циклом; зі складним життєвим циклом)	11 (2; 9)	8 (4; 4)	7 (2; 5)	1 (1; 0)	1 (1; 0)
Індекс Шеннона, бит/екз	2,77	1,61	1,51	0	0
Ступінь антропогенного навантаження	«слабкий»	«слабкий»	«помірний»	«дуже високий»	«дуже високий»
Категорія якості води	чиста-достатньо чиста	чиста-достатньо чиста	слабко-помірно забруднена	брудна-дуже брудна	брудна-дуже брудна

2. Зміна складу та чисельності симбіонтів білого амуру за дії сполук неорганічного азоту

Дослідженні риб проводилось на базі Білоцерківської гідробіологічної станції. Були досліджені риби, що утримувались в ставках з високим вмістом сполук азоту - всього досліджено 17 екземплярів риб, та ті, що утримувались в ставку з фоновими концентраціями сполук азоту – 41 екземпляр білого амуру. У першому ставку вміст сполук азоту не перевищував норми ГДК для рибогосподарських водойм NH_4^+ - 0,5, NO_2^- - до 0,08 мг/дм³, NO_3^- - 40 мг/дм³, PO_4^{3-} - 3,5 мг/дм³. У другому ставку вміст сполук неорганічного азоту був наступний: NH_4^+ - 53,3 мг/л; NO_2^- -

8,4 мг/л; NO_3^- - 93,3 мг/л; PO_4^{3-} - 0,33 мг/л [12].

Так, в ставку з фоновими концентраціями сполук азоту (табл. 3) найбільший показник інвазії характерний для дактилогірид – 80,5%, при цьому відзначена II – 15,1 екз/орг. Наступними за чисельністю виступають ботріцефаліди (EI - 58,5%, II – 11,5 екз/орг.), метацеркарії диплостоматід (EI – 43,9%, II – 3,2 екз/орг.), інфузорії (EI – 41,5%, II – 30,5екз/орг.) та нематоди (EI – 36,6%, II – 7,2екз/орг.). Порівнюючи показники екстенсивності та інтенсивності інвазії паразитами білого амуру з ставку з високим вмістом сполук неорганічного азоту спостерігається наступна картина.

Таблиця 3. Симбіофауна білого амуру в ставках з різним ступенем вмісту сполук азоту

	Ставок з фоновим вмістом сполук азоту		Ставок з високим вмістом сполук неорганічного азоту	
	EI, %	II, екз/орг	EI, %	II, екз/орг
Peritricha	41,5 (0,11)	30,5 (5,97)	70,6 (0,08)	28,1 (7,72)
Dactylogyridae	80,5 (0,12)	15,1 (0,53)	41,2 (0,06)	3,1 (3,44)
<i>D. spathaceum</i>	43,9 (0,09)	3,2 (0,26)	47,1 (0,08)	1,6 (0,54)
<i>G. amuri</i>	36,6 (0,12)	7,2 (0,73)	17,6 (0,08)	4 (1,0)
<i>B.acheilognathi</i>	58,5 (0,12)	11,5 (10,10)	52,9 (0,07)	48,6 (3,53)

Примітка: * - в таблиці наведено сумарні значення зараження інфузоріями класу Peritricha (*Trichodina* sp., *Tripartiella bulbosa*, *Trichodinella epizootica*) та моногеніями ряду Dactylogyridae (*Dactylogyrus ctenopharyngodonis*, *D. lamellatus*, *D. extensus*); в дужках в таблиці вказано значення помилки репрезентативності

Екстенсивність інвазії війчастими паразитами майже вдвічі (70,6%) при цьому II залишається на сталому рівні (до 30 екз/орг.). Динаміка моногенетичних паразитів мала дещо інший характер, так максимум (80,5%) інвазії спостерігався в чистому ставку і зменшувався до 41,2% в брудному. При цьому значно зменшувалась інтенсивність інвазії (в 5 разів) і в другому ставку складала лише 3 екз/орг. Що ж до трематоди *Diplostomum sp.*, то відмінності як інтенсивності так і екстенсивності інвазії в першому та другому ставках були не значні.

Показники екстенсивності інвазії цестодами *B.acheilognathi* не суттєво відрізнялись в обох ставках, але інтенсивність інвазії значно зростає у риб з другого ставку (в чотири рази). Імовірно, це пов'язано з впливом сполук азоту на проміжні стадії цестоди, що розвиваються за участі веслоногих рачків. Сполуки азоту провокують активний розвиток фітопланктону, яким живляться веслоногі рачки, чисельність останніх зростає, в відповідно, при споживанні більшої кількості заражених циклопід відбувається накопичення паразитів в організмі остаточного хазяїна – білого амуру.

Нематоди *G.amuri* мають більші показники EI та II у ставку з фоновими концентраціями сполук неорганічного азоту і вдвічі падають у риб з ставку з (EI – 17,6%, II – 4екз/орг.).

Висновки Кількісні та якісні характеристики а також структура паразитоценозу ротану, як і будь-якого організму, реагує та відображає умови навколишнього середовища і може слугувати індикатором антропогенного навантаження.

Погіршення гідробіологічного та гідрохімічного режимів водойми, значне порушення ценотичних зв'язків екосистеми змінюють видове різноманіття фауни безхребетних, молюсків та риб, що призводить до випадіння проміжних хазяїв різних видів паразитів. Подібні умови глибоко змінюють видовий склад паразитів, що дає можливість використовувати паразитологічну ситуацію для оцінки стану водного об'єкту та визначати рівень антропогенного навантаження на водні екосистеми.

Одними з найбільш чутливих паразитів до забрудненості водойми сполуками неорганічного азоту є дактілогіриди та нематоди. Дактілогіриди – ектопаразити, що оселяються на забрах риб найбільш чутливі до умов середовища, так як вони зазнають найбільшого впливу, під час омивання зябер водою. Стосовно зменшення ступеню зараження нематодами, то причина цього в впливі середовища на стадії паразита що розвивається в проміжному, остаточному хазяїні або на вільноживучі розселювальні стадії залишається відкритим. За певних умов, деякі організми розвиваються в більшій кількості при меншій екстенсивності інвазії (інфузорії та цестоди). В випадку ж інфузорій – імовірно, сполуки азоту стимулюють розвиток бактерій, що оселяються на зябровому слизу, якими харчуються інфузорії, що призводить до їх активного розмноження. Відносно цестод ботріоцефалід говорити з впевненістю не можна, адже для них характерний складний життєвий цикл, що відбувається за участі проміжних хазяїв. Реакція симбіотичних організмів на зміни умов навколишнього середовища, хоча

опосередковано, але незаперечно, але характер цих реакцій потребує подальшого дослідження та вивчення

Результати роботи можуть бути використані для прогнозування змін у екосистемах, які зазнають антропо-

генного впливу, що в свою чергу призводить до змін у видовому складі іхтіофауни та паразитофауни водойм, виникненню епізоотологічних ситуацій.

Література

1. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов города Киева / С.А. Афанасьев // Вестник экологии. – 1996. - №1- 2. – С. 112–118.
2. Биоиндикация экологического состояния водоемов черте г. Киева / В.Д. Романенко, А.В. Ляшенко, С.А. Афанасьев [и др.]// Гидробиологический журнал. – 2010. – Том 46. - №2. – С. 3-25.
3. Биоразнообразие и методы его оценки / Н.В.Лебедева, Н.Н. Дроздов, Д.А. Криволуцкий// М.: Изд-во МГУ 1999. – 94с.
4. Быховская-Павловская И.Е. Паразиты рыб. Руководство по изучению. /Быховская-Павловская И.Е. - Л.: Наука, 1985. – 117с.
5. Кудерский Л.А. Биологическое загрязнение водоемов и экологическая безопасность / Л.А. Кудерский// Жизнь и безопасность, 1998. – Вып. № 2/3. – С. 602-609.
6. Куперман Б.И. Паразиты рыб как биоиндикаторы загрязнения водоемов / Б.И. Куперман // Паразитология. – 1992. – 26, №6. – С. 479-482.
7. Материалы V Всероссийской конференции с международным участием по теоретической и морской паразитологии, 23-27 апреля 2012г. - Калининград: АтлантНИРО, 2012. – 242с.
8. Новак А.И. Индикаторное значение паразитов рыб для оценки экологических русловых водоемов Рязанской области / А.И. Новак, Н.В. Жаворонкова, А.Н. Берестова// Вестник ТГУ. – 2013. – Т. 18. – Вып. 4. – С. 1274-1278.
9. Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т.1: Паразитические простейшие. – Л.: Наука, 1984. – 428с. – (Определитель по фауне СССР, изд. Зоол. Ин-м АН СССР; вып. 140).
10. Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т.2: Паразитические многоклеточные (Первая часть). – Л.: Наука, 1985. – 425с. – (Определитель по фауне СССР, изд. Зоол. Ин-м АН СССР; вып. 143).
11. Определитель паразитов пресноводных рыб фауны СССР. Т.3: Паразитические многоклеточные (Вторая часть). – Л.: Наука, 1987. – 538с. – (Определитель по фауне СССР, изд. Зоол. Ин-м АН СССР; вып. 149).
12. Потрохов А.С. Разнородность выживаемости карповых рыб при токсическом действии аммония / А.С. Потрохов// Гидробиологический журнал. – 2010. – Т. 46. - № 4. – С. 75-83.
13. Щербак В.І. Індикація впливу урбанізації на водойми за різноманітням фітопланктону / В.І. Щербак, Н.Є. Семенюк// Доповідь Національної академії наук України. – 2006. - №12. – С.170-175.
14. Юнчис О.Н. Паразиты рыб как индикаторы состояния водной среды / О.Н. Юнчис, Ю.А. Стрелков // Сб. науч.тр. Государственного научно-исследовательского ин-та озерного и речного рыбного хозяйства. – 1997. – Вып. 321. – С. 111-152.
15. Can parasites really reveal environmental impact / V.M.Vidal-Martinez, D. Pech, B. Sures and others// Trends in parasitology. – 2009. – Vol. 26. - №1. – P. 44-51.
16. Marcogliese D.J. Parasites of the superorganism: Are they indicators of ecosystem health? / D.J.Marcogliese// International Journal of Parasitology. – 2005. - № 35. – P. 705-716.
17. Sures B. The use of fish parasites as bioindicators of heavy metals in aquatic ecosystems: a review / B. Sures// Aquatic ecology. – 2001. - № 35. – P. 245-255.
18. Sures B. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution / B. Sures// Trends in parasitology. – 2004. – Vol. 20. - № 4. – P. 170-177.
19. Williams H.H. Marine parasites as pollution indicators: an update / H.H. Williams, K. Mackenzie// Parasitology. – 2003. - № 126. – P. 27-41.

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ

УДК: 924.654.2

NEW TECHNOLOGY OF PULSE FOREST FIRE-FIGHTING (PFFF)

Vladimir Zakhmatov (Brequet), Mikola Sherback

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
Мінприроди України. вул. М. Василя Липківського, 35, 03035, Київ,
Zet.pulse@gmail.com.

First extinguishing directional-explosive, pulverizing 200liters bomb was designed by prof. Vladimir Zakhmatov on the First of May, 1986 tested on the Second of May at "Rudy Forest"= high radioactive forest area. It technology save life and health for some hundreds of firemans and soldiers, must be go into "Rudy Forest" for suppressed local fires, inflaming in dry forest fire every hour. The 160-250liters bomb equipped by wet sand, dirty or water with foam and it effective extinguished area was up 100-250sq.m. This high-precisely of bomb provides by little time of pulverization of all extinguishing mass and there shaking of bomb not influence on hit the fire. The helicopter can not to stop under fire. Nowtime this bomb-fire-technology develop for same types of bomb: for precisely bombing the any fire, include fast-spreading upper fire from safety height up to 2000-3000m; bomb for helicopter flying under 500m and ensure with series of volleys large scale, uniform high effective forest-fire-fighting without reinflamations. Final stage of precisely local, forest fire-fighting under fall down & landed trees, in hole of trees, in ravines, holes realize with long-range, universal, handle pulse-pulverizator. The new technology have great perspectives because of simple, cheap, high effectively; universal precisely pulverize of liquids, gel, powders, dust, water not cleaned before, sand, wet sand, earth, dirty, miry.

Новая технология импульсного тушения лесных пожаров. В.Д. Захматов, Н.Г.Щербак. . Первая огнетушющая 200л бомба направленного, взрывного распыления огнетушащего порошка или песка, создана проф. Владимиром Захматовым 1мая 1986г., испытана под г.Иванковым и со 2мая использовалась для тушения локальных возгораний в «Рыжем лесу» наиболее радиоактивном участке зоны, наряду с крышами 3-4аварийных блоков и двором вокруг. Эта технология бомбового тушения спасла сотни пожарных и солдат от тяжёлых радиоактивных поражений. Бомбы ёмкостью 160-250л снаряжались мокрым песком, водой с пенообразователем, а огнетушащий порошок показал низкую огнетушащую эффективность. Высокая точность распыления огнетушащих составов из бомб на очаг пожара обеспечивалась временным микроинтервалом, поэтому на точность распыления расклевывание и тряска бомбы практически не влияла. Поэтому вертолёт мог даже не останавливаться над очагом пожара.. Данная технология имеет два основных типа бомб: для точной бомбёжки фронта верхового лесного пожара с безопасных высот 2000-3000м; бомбы для вертолёта летящего ниже 500м и подрываемые серий залпов, обеспечиваю-щих крупномасштабное тушение без повторных воспламенений. Финальная стадия новой технологии тушения заключается в подавлении повторных воспламенений и локальных пожаров под стволами упавших деревьев, в дуплах, оврагах и ямах. Новая технология имеет большие перспективы из-за ряда причин: простота, дешевизна, высокая эффектив- ность, универсальное распыление любых огнетушащих составов и природных материалов.

Vladimir Z. (Brequet), Mikola S.

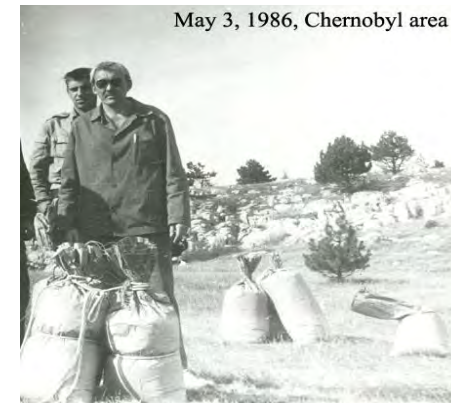
NEW TECHNOLOGY ...

Нова технологія гасіння лисових пожеж. В.Д. Захматов, М.В. Щербак. Перша вогнегасна бомба 200л вибухового розпилення вогнегасного пилу, песку створена проф. Владимиром Захматовым 1травня 1986г., випробувана під м.Иванковым, 2травня виконувалась для гасіння локальних пожеж у «Рудому лису» найбільш радіаційному. . Ця технологія вибухового гасіння спасла сотні пожежних, солдат від радіації. Бомби ємкістю 160-250л снаряджені мокрым піском, водою з пенообразователем, а вогнегасний пил має низку здатність. Вісока точність розпилення вогнегасних речовин на очаг пожежі врахована мікроінтервалом розпилення, ліквідуючим залежність точності розпилення від качання, тряски бомб. Потому гелікоптер може даже не зупинятися над осередком пожежі. Дана технологія базується на двох типах бомб: для літака зупиняючого фронт верхній лісової пожежі з безпечних висот 2000-3000м; бомби для гелікоптеру летящего ніж 500м и подрываеміє залпово, забезпечиваючі велико-масштабне гасіння. Фінальна стадія нової технології гасіння рятує від повторних воспламенювань и локальних пожеж під стволами упавших деревьев, в дуплах, оврагах и ямах. Нова технологія має більш перспектив як: простота, дешевизна, висока ефективність, універсальне розпилення вогнегасних речовин та натурних матеріалів.

Experts say that Russia has long been invented bombs to extinguish fires, and special technology by which to eliminate any forest-fire, power. However, responsibility for fire safety officials in no hurry to purchase such non-lethal, risqué, active, high-precisely, fire-fighting ammunition for decrease every year, great economy and Ecology losses. The first bomb was designed, field-produce and used numerously since 2 of May 1986 for fast, remote control, high-precisely extinguishing of inflammations at "Rudy Forest" – highest radioactive forest-area at Chernobyl Zone. Burned in Chernobyl ecological safe fast forest fire-fighting Technology, created during first days of Chernobyl catastrophe ...



Pict.2. "TSA-500" blow flame at area up to 1000m2, but after 5-10min there can be re-inflamations



Pict.1. First extinguishing directional-explosive, pulverizing bomb of 200liters capacity

First extinguishing directional-explosive, pulverizing bomb was designed by prof. Vladimir Zakhmatov – Brequet on the 1-th of May, 1986 tested on the 2-th of May at "Rudy Forest"= high radioactive forest area with 1000-2500 roentgens per hour. Capacity of this bomb is not more than 200liters. The bomb equipped by wet ground, sand, dirty or water with foam. The ef-

fective extinguishing square was up to 150sq.m This high-precisely of bomb provides by little time of pulverization of all extinguishing mass and there shaking of bomb not influence on hit the fire. The helicopter can not to stop under fire.

Author worked since 1983 with State Scientific-Production Enterprise (SSPE) "Basalt" for investigation of processes of explosive, directional pulverizing of special agent. On the base of results of abovementioned, author's experience of bombing forest, fire-fighting at Chernobyl area there in SSPE "Basalt" started Project of "TSA-500" (aircraft fire fighting) since 1987. Russian defense workers have demonstrated this bomb for foreign military attaches in October 1999 and bring them to the state final sample began in the year 2000. It bomb pulverize water all over round area up to 1000m² (diameter 30-32m) and blow flame completely, but no ensure cooling of scorched, carbonized wood's surface all over it area, therefore after 5-10min at area there can be re-inflammations. From other side the metallic, not thin body of "TSA-500" create numerous high speed splinters, defeated at range up to 200m – non-safety area increase blowing flame area in 100-120times. Therefore "TSA-500" can use very limited – only for fast stop of front of upper forest fire by precisely bombing the front from safety height – 2-3km. Nowtime there is no other way of operation.

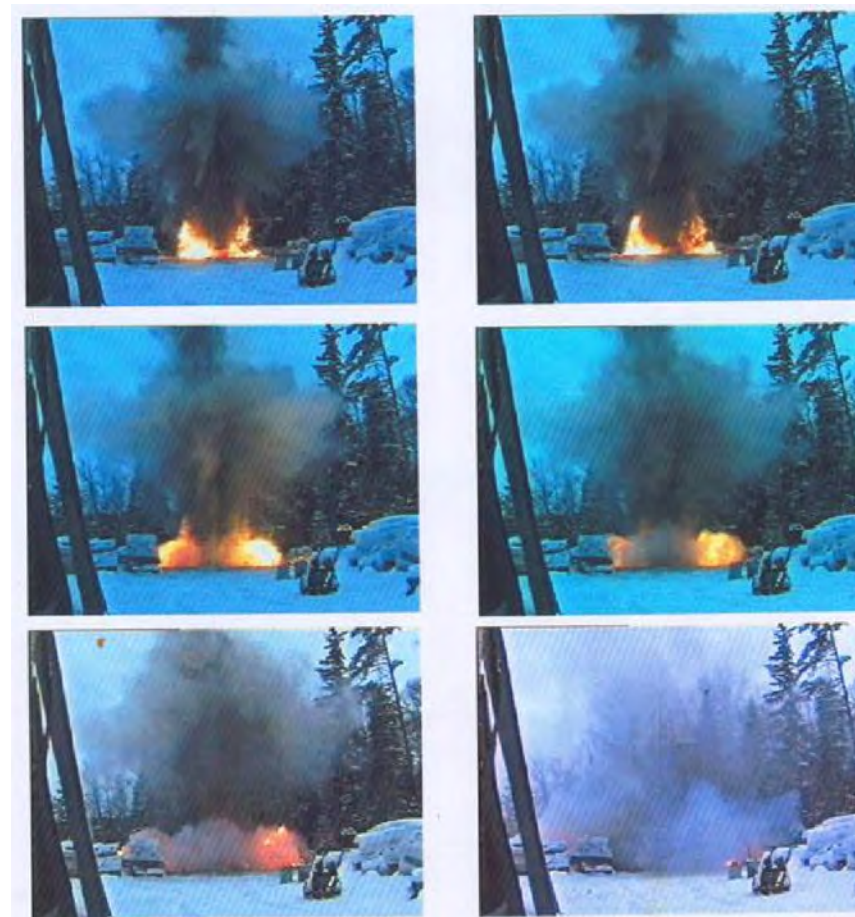
TSA-500 bomb containing less half a ton of fire-fighting compounds and ability to repay a fire in an area of 1 thousand square meters. meter was invented at the State Scientific-Production Enterprise (SSPE) of Basalt. The bombs were supposed to do in combat

aircraft as teaching, they planned to use to extinguish fires. The explosion of such a bomb in the air, sprayed fire-fighting compound, which puts even the strongest of the flame. The normal discharge from the aircraft extinguishing agents because of the rising flow of hot air he gets to fire only partially. As noted by the designers from "Basalt", TSA-500 provides one hundred percent delivery of mass extinguishing agents in fire zone, but really it up 30% thin pulverize, small water droplets delivery to carbonized wood upper lay – main target of forest fire-fighting. The explosion also creates an additional factor of fire – air shock wave and high-speed, defeated splinters of bomb's body, the newspaper "Komsomolskaya Pravda".

According to experts, at the same time, such weapons are no safe for humans. Recent examples of TSA-500 can be reset, not only with combat aircraft, but also with civil IL-76 or AN-12. Despite the reasonable performance of such bombs, the question of procurement at the state level has not been resolved. According to the newspaper, five years ago, the state administration "Avialesookhrana" considering buying bombs TSA-500, but it never took place. MOE, having considered the option of fire arms, too, eventually abandoned the purchase. According to the "KP", scientists were asked to increase the power of bombs on the order to the area of its action was not less than 10 hectares but it no can be done with lonely great, high-cost bomb. It can be done with numerous cheap WB. Technology forest-fire-fighting, developed by scientists, are the successive application of different methods of extinguishing. First bombers dropped TSA put out the blaze. Then, IL-76 and Be-

200 is shipped smoldering areas. The Mi-26, Mi-8 and Ka-32P point Dumping water eliminated some small pockets. According to calculations, the entire

operation to the complete elimination of the vast source of fire may be no more than an hour.



Pict. 3. Water Bomb 160-liters water capacity (WB-160) from 15m height ensure forest fire-fighting at 250sq.m (range=15m) of pines forest from 3-5m height.

Author prolonged the investigation and create the new other water, extinguishing bomb, well tested at ravines at field-range's area of Kalush chemical plant, close to Carpathian mountains and after at these mountains; pine forest close to Staleva Vola, Poland; Crimea mountains close Jalta, Ukraine; plate of

Karmal mountain, close to Haifa, Israel; Volga, Saratov and Samara regions, Russia. The water bomb with plastic, firm body made of ordinary, plastic barrel capacity 160 or 220liters, with radial-profiled bottom. These bomb ensure effective extinguishing at square 200-300m². Volley with four bombs,

placed at fixed position, can to stop fire on the area up to 2000-2500m². It is final extinguishing, because of penetrating, blast pulverization of numerous water droplet into scorched, carbonized wood's surface all over it area, therefore at the area there are no re-inflammations. From other side the plastic, thin bodies of "WB-160", "WB-220" create small no-defeated splinters, flying at range up to 5m inside extinguishing area. Therefore "WB-160", "WB-220" can use no limited for extinguishing low

and upper forest fire by cower bombing step-by-step the forest fire area from safety height 200-1000m. This bombs completely safe for forest, bush, animals and human. The effective height of pulverizing blasting from 8 to 25 m. It we use bomb with short delay blasting helicopter can flight on height up to 1000 m. Nowadays its most perfect design of water bomb on the base for of which industrial water bomb can be produced nowadays.



Pict. 4. Water bomb 220liters water capacity (WB-220) from 20m height ensure forest fire-fighting at 310m² (diameter = 20m) of pines forest of 3-5m height.

Analyse of abovementioned investigations showed a novel approach of dispersing agents, including liquids, foam, powder and at first viscous, sticky agents (most effective for forest fire-fighting) and at first ecology clean natural materials – sand, ground, dust, snow, employing propelling energy to pulverize directly these agents and ma-

terials to small particles ranging (in size from 5 to 100 micron) and discharge its uniformly over large square, ensuring definite parameters speed, angle, concentration of contacting the extinguishing front with scorching, carbonized various surfaces of firing trees, bushes, grass.

The propelled energy of directional blast wave penetrates into the mass of extinguishing substances contained in a specifically designing light container, create high-precisely dispersing abovementioned, various extinguishing agent or natural material onto the definite firing square to obtain fast and reliable forest fire suppression. The pulse-pulverizing devices not create the long range, defeating fragments. The Pulse Forest Fire-Fighting Technology main features are:

1). Conventional and environment friendly cheap fire extinguishing agents in many times (50 to 100) smaller quantities than their usual requirement.

2). Effective forest fire-fighting with natural, ecology clean materials ground, sand, dirty, miry, dust, snow, dispersed ice.

3). Effective, uniformly, long-range, large-square dispersing and pulverization of viscose and sticky agents most effective for forest fire-fighting.

4). No need for pressurized cylinders and piping and other expensive pneumatically and hydraulically equipment.

5). Increased effectiveness on a weight volume basis.

6). Discharge range is triple that of the conventional systems.

7). Rapid discharge and suppression time-from 0,1 sec to 1 sec.

8). Large volume or area rapid coverage, long distance or height of 100m and over.

9). Cost effective-low cost of ownership-life cost cycle.

10). Simple installation and minimal maintenance required.

11). Operates with high precisely and efficiency at hard-to reached areas of-emergency's.

12). Long shelf-life over 10 years.

We present **stage-by-stage PFFF Technology** realize with complex usage abovementioned water bombs and original extinguisher: **First stage** – stop and localization of front of upper fire with mass (cover) bombardment by sighting throw down largest (battle type) extinguishing bombs – "TSA-500" from civil airplanes and military, including bombardiers flying at safety height from 1000m to 2000 m. It bombs can ensure the effective usage for forest fire-fighting of military airplanes and helicopters, at first. Really it's unique technology – lonely can to stop the front of upper forest fire. It technology prepare the real possibility of widely usage of most effective aircraft forest fire-fighting from low height usage of suspended, cone-pulverized bombs.

Second stage – helicopter's suspended bombs and multi-bombs units for high-precisely pulse-pulverizing from low height or bombing from any height. Sighting bombardment step-by-step for effective extinguishing-final blowing flame, destruction and cooling of carbonized, scorching wood upper lay by directional pulverization of numerous water droplets, penetrating inside the upper lay – all over, uniformly forest fire area.

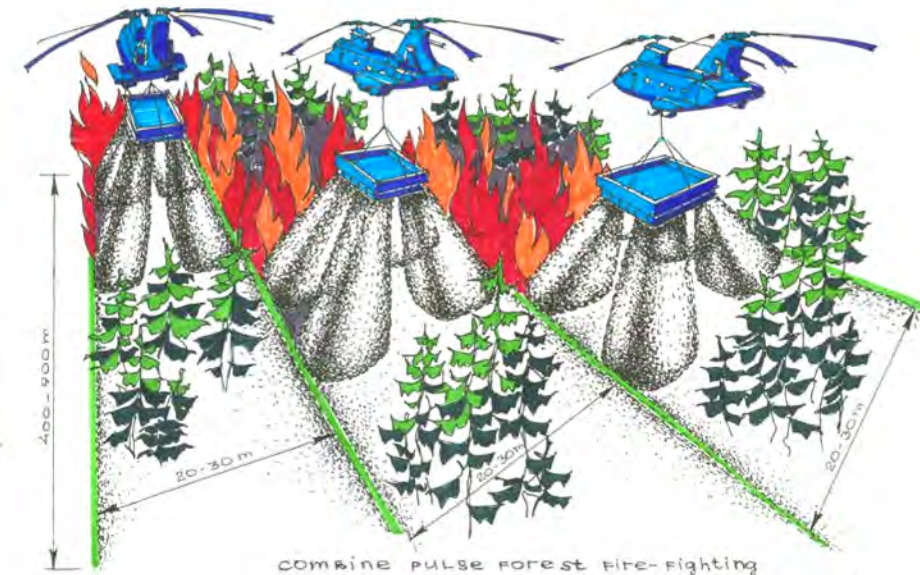
There are two versions of frame design: as a simple sack and sack with firm round upper part, for example made of rubber tiers. This is most safe and cheap design of frame, compact for transporting when water charged into frame only before usage. There designed and well tested at field-range and real fire 2 versions of bomb's body made of large sacks, fixed at upper round base – rubber car's tire, for example. There are most cheap, safety and simple construction of extinguishing

bombs – compact, suitable for transport and final charged with extinguishing

agent or natural material at lace, close to upper line at airport.



Pict. 5. First stage of PFFFT is stop and localization of upper fire's front by bombing with numerous "TSA-500" precisely bombing from safety height 2-4km.



Pict. 6. Second stage – uniform pulse pulverization step-by-step local area after local area.

Third final stage of forest-fire-fighting precisely extinguishing of local forest fires and reinflamations by little helicopters with suspend lonely bombs- couple of

sacks or 4-bombs unit. More effective, simple and cheap are parachute-landing firemans and jeep-transported firemans, but best is crossroad, fasted and popular

firemans on motor-cycles equipped with long-range, universal pulse extinguishers shoot-pulverizing wet or dry the natural materials – ground, miry, dirty, snow, ice, dust and etc. For example if shoot-pulverize 1kg sand the range horizontal up to 30m, and vertical up to 14m. At first it ensure complete independence of fire-fighting process from transport of extinguishing agents and give real possibilities for fast extinguishing of numerous fire searches at large areas and zones not reached for transport. Up now time the longitudinal and power of fire-operation in main depend from extinguishing agents delivery by aviation, lorry, jeeps and fire-mans, volunteers at hard-to-reached areas – hills, ravines, mountains, canyons. At first it ensure fire-fighting operations – completely independence, longitudinal, practically not limited for period, power. This new extinguisher can and may to do the fire-mans on motorcycles most effective, fast, popular for forest fire-fighting and may be other fires too.



Pict.8. Professional, universal shoot-pulverizator of various, natural, materials: ground, dirty, sand, dust, snow, ice and etc. Best equipment for Fireman on motorcycle-crossroad, fasted transport in European countries with well numerous road's net.



Pict. 7. Water bomb with plastic soft body-sack capacity up to 300-500liters.

Additional stage – protection the important industry objects from spreading front of forest fire. The forest fire-

fighting can accomplish above-mentioned all stages of forest fire-fighting. It stage is high important – because it protect the important objects and at potential area covering by forest fire spreading front.



Pict.9. At first all over World – instant for 1sec: extinguishing local fires at area of 15m² with 2kg dust and 1,1m² scorched wood with single liter of clean water.

Multibarrels modules, mounted on the tank-chassis, caterpillar-chassis, cross-road jeep-chassis for forest-fire-fighting along roads and protection of objects: military, industry, state, nuclear power stations, villages, cottages, suburbs from forest-fires. Multi-barrels modules ensure volleys-pulse directional pulverization of ecology clean agents and some natural materials ensure real, large scale, autonomy, flexible control activity for forest fire-

fighting, protection the objects, risqué the fireman's and peoples out of firing area. The mutibarrels modules attain high extinguishing effectively by small size particles with great surface summary square, high speed of extinguishing particles and vortex ability to influence multiply at same place and penetration inside complex structure and narrow slits. This way ensure large scale, high effectively FFFPT with small mass of cheap agents and ecological safe natural materials.



Pict. 10. Multibarrels unit on the tank-chassis for protection of military, industry, government, nuclear power stations, villages, cottages, suburbs from forest-fires.



Pict.11. 50-barrels «Impulse-3M» – remote control extinguishing for 1,5sec of 2 local fires 200×2=400sq.m with volley-shot pulverization of 200kg extinguishing powder from distance of 60m.

Proposed method and pulse-pulverize technique overcame in many times the effectivity of traditional aviation technology pouring great water mass, including salt, sea water on-to forest fires (see table 1). Single-stop IL-76 or Boeing-747 pouring off up to 30-40tons of water from mini-

mal height 500m. It provides suppression flame on the area of 8-10 hectares. But after 5-10min there will numerous reinflammations. It operation need timely support of some fire-machines or aviation bombing with WB-160 (220 or 350) liters.



Pict. 12. This one-stop IL-76 or Boeing-747 pouring off up to 30-40tons of water from minimal height 500m. It provides suppression flame on the area of 8-10 hectares. But after 5-10min there will numerous reinflammations. It operation need timely support of some fire-machines or aviation

Conclusion: the new technology of forest fire-fighting with various extinguishing bombs at first ensure important advantageous: simplicity, cheap, flexible control, high precisely, high safety when fighting of various forest fires, shortest period of various forest fire-fighting operations.

Comparison Table of Aviation systems for forest fire extinguishing.

System // Parameters.	Explosive-pulverize aviation bomb-author's patents.		Traditional pouring off Jettisoning pulverization
	TSA-500 (Bazalt)	WB-160, WB-220, WB-350	
% effective usage exiting. agent Bomb's Agent.Mass/ Specifi cal. mass kg/sq.m	10 – 30 330 / 2 – 3	60-90 160 / 0,5 – 0,7	1 – 3 3000 / 10 – 50
Height air-apparatus flight, m	100 – 3000	100 – 3000	< 200
Pulverize height from ground, m “Bombing” precisely Square Extingh. Sq.m. Timely Blowing Flame sq.m.	1 – 3 High 80 – 110 1000	10 – 30 High 220 – 350 250 – 310	10 – 50 Poor 100 – 150 1500 – 2500
Firefighting cost per m ² , USD.	0,4-0,5	0,9 – 1,4	20 – 30
Pulverizing agent and materials	Water, solutions	Water,solution, gel, wet sand, dirty, miry	Water, solution
Ensure evacuation way peoples Blow wave and splinters defeat	dangerous for life of people	Effective- safe for people	Poor effective

References.

1. V. Zakhmatov. System of combine liquidation of emergencies at explosiveable and chemical, toxic-able enterprises. // FireExplosiveSafety. M. t.21, №9, 2012. – p.43-59.
2. V. Zakhmatov . Pulse-protecting technology in Chernobyl. / ISSN 0869-7493 Fire-Explosive Safety. M.. 2010. t.19, № 4, p. 49 – 52.
3. V. Zakhmatov, N. Sherback. New techniques for joint work with modern, information technology when liquidation the consequences of ecology accidents. / Fire-Explosive Safety. M., 2010. – T. 19, № 9. – p. 42 – 46.
4. V. Zakhmatov, N. Sherback. System for sorbent's pulse pulverization all over oil spread at water. / Technical – Ecology Safety and civil protection» IGNS NANU Science book №2, 2010, Kiev-Kremenchug. – p. 64 – 74.
5. V. Zakhmatov, N. Sherback, V. Boiko . Ship's deck multi-barrels modules for pulse pulverization bio-sorbents for cleaning oil spread at water. / Ecology safety and nature: Science book, Ministry Education and science, National university of building and architecture; – K., 2011, t. 6. – p. 43 – 51.
6. V. Zakhmatov. Fukushima – new Chernobyl, but mistakes are old. Fire Safety in Building., M, № 2, april 2011, p. 52 – 61.
7. V. Zakhmatov. Techniques for forest fire-fighting in Israel. Fire Safety, Kiev, № 2 (137), p.18-21
8. V. Zakhmatov. Models of control pulse fire-explosive protection of chemical enterprise. // ISSN № 0869-7493, Fire-Explosive Safety. 2013, t.22, № 1, c. 81-88.
9. EstInventor.com. Latest post New Technology of Pulse Forest Fire-Fighting, Professor Vladimir D. Zakhmatov, PulsTECH, Ukraine.

УДК: 378.1(045):504+373:033

PROBLEMS OF ORGANISATION OF TEST PERFORMANCE IN SENSOR NETWORKS APPLIED FOR ENVIRONMENT MONITORING

Mashkov V.A., Mashkov O.A., Abidov S.T.

University J.E.Purkyne,

Ceske mladeze 8, Usti nad Labem 40096,

Czech Republic

Державна екологічна академія післядипломної освіти

та управління Мінприроди України,

вул. Урицького, 35, 03035, Київ, dei2005@ukr.net

Державна екологічна академія післядипломної освіти

та управління Мінприроди України,

вул. Урицького, 35, 03035, Київ, dei2005@ukr.net

Currently sensor networks are widely used in many areas such as aerospace, automation, weather forecast, medical monitoring, natural event monitoring, object tracking, monitoring product quality, combat field reconnaissance, military command and control and environment monitoring. Working conditions of sensor networks applied for environment monitoring have placed new challenges to sensor networks developers due to the low availability of resources and mobile nature of sensor nodes. Harsh environment where the sensor nodes are deployed often leads to sensor node failures. Requirement to continue monitoring even when some sensor nodes have failed increases to a great extent the requirement to ensuring fault-tolerance of sensor networks. Technical diagnosis is considered as a major part of the facilities allowing providing fault-tolerance of any complex system. Any omitted error can lead to failure of a complex system such as sensor network is. Mostly, detection of faulty sensor nodes can be performed by network itself without external facilities. Such diagnosis requires appropriate organization of individual test performance. In the paper we consider different organization of tests performance in complex system such as sensor network. Each possible organization of tests performance is evaluated and the corresponding recommendations about its applicability are given. **Keywords:** diagnosis, sensor networks, environment monitoring, environment.

Проблеми організації виконання перевірок у сенсорних мережах, які застосовуються для екологічного моніторингу. В.А. Машков, О.А. Машков, С.Т. Абідов. В даний час сенсорні мережі широко використовуються в різних областях – аерокосмічна, автоматичне управління, прогноз погоди, моніторинг в медицині, моніторинг різних явищ у природі, дотримання об'єктів, контроль якості на виробництві, військова сфера, моніторинг навколишнього середовища. Умови роботи сенсорних мереж, які застосовуються для моніторингу навколишнього середовища, висувають нові завдання перед розробниками сенсорних мереж, пов'язані з низькою доступністю і мобільним характером елементів мережі. Можливі суворі умови роботи сприяють виникненню відмов сенсорів. Вимога забезпечити безперервний екологічний моніторинг навіть при відмовах окремих сенсорів мережі веде до підвищення вимог до забезпечення відмовостійкості сенсорної мережі. Діагностика відмови сенсорів розглядається як головна частина коштів, що забезпечують відмовостійкість комплексних систем. Будь-яка допущена помилка може призвести до відмови всієї сенсорної мережі. У багатьох випадках при виявленні відмови сенсорів можливе виконання власними засобами самої сенсорної мережі без залучення зовнішніх

діагностичних засобів. Такий вид діагностики вимагає відповідної організації проведення перевірок. У статті розглядаються різні організації виконання перевірок у комплексній системі, якою є сенсорна мережа. Оцінюється кожна можлива організація проведення перевірок і даються рекомендації щодо їх застосування. **Ключові слова:** діагностика, сенсорні мережі, екологічний моніторинг, навколишнє середовище.

Проблемы организации выполнения проверок в сенсорных сетях применяемых для экологического мониторинга. В.А. Машков, О.А. Машков, С.Т. Абидов. В настоящее время сенсорные сети широко используются в различных областях – аэрокосмическая, автоматическое управление, прогноз погоды, мониторинг в медицине, мониторинг различных явлений в природе, следование объектов, контроль качества на производстве, военная сфера, мониторинг окружающей среды. Условия работы сенсорных сетей, применяемых для мониторинга окружающей среды, выдвигают новые задачи перед разработчиками сенсорных сетей, связанные с низкой доступностью и мобильным характером элементов сети. Возможные суровые условия работы способствуют возникновению отказов сенсоров. Требование обеспечить непрерывный экологический мониторинг даже при отказах отдельных сенсоров сети ведет к повышению требований к обеспечению отказоустойчивости сенсорной сети. Диагностика отказавших сенсоров рассматривается как главная часть средств, обеспечивающих отказоустойчивость комплексных систем. Любая пропущенная ошибка может привести к отказу всей сенсорной сети. Во многих случаях обнаружение отказа сенсоров возможно выполнено собственными средствами самой сенсорной сети без задействования внешних диагностических средств. Такой вид диагностики требует соответствующей организации проведения проверок. В статье рассматриваются различные организации выполнения проверок в комплексной системе, каковой является сенсорная сеть. Оценивается каждая возможная организация проведения проверок и даются рекомендации относительно их применения. **Ключевые слова:** диагностика, сенсорные сети, экологический мониторинг, окружающая среда.

Problems of organization of test performance in sensor networks applied for environment monitoring

For providing system level self-diagnosis the tests among system units can be performed

- either in accordance with a pre-set schedule (i.e., defined a priori)
- or in an adapted manner when, at the beginning, the tests are performed in accordance with defined a priori testing assignment. Once a unit is diagnosed as fault free, the tests it performs are considered reliable, and therefore, any other units should only be tested ones by this fault-free unit to correctly determine its status. Thus, the testing assignment is adapted such that units diagnosed as fault-free perform all the testing in the system [1].

- or entirely randomly (i.e., from the beginning to the end of testing)
- or adaptively randomly. At the beginning, all units are engaged in tests performing. Tests are performed randomly. Once a test reset takes the value of 1, the units participated in this test (so-called suspected pair) should only be tested by other system units (i.e., should not perform tests on other units). The choice of each pair of units for testing is performed randomly.

In all cases, the intention is to minimize the time of performance of the set of tests (T_{Σ}).

Schedule of tests performance

Scheduling allows to eliminate the situations when tests are queuing. Different values of T_{Σ} may be obtained for different schedules of test performance. The task arises to find such schedule

which ensures minimal value of T_{Σ} (i.e., optimal schedule).

Usually, system diagnosis model is presented in the form of a graph. In view of that, it will be convenient to solve the problem of optimal schedule determination also on the basis of model presented in the form of a graph.

Major parameters in this case are:

Q - the total number of tests which should be performed

$$Q = \frac{\sum_{i=1}^N \alpha_i}{2}$$

where α_i - is the local degree of i -th vertex of a non-oriented system testing graph.

N - is the number of vertices in the graph.

Since there are two units involved in every test, it follows that at every step d tests can be performed, where d is equal to $\lfloor N/2 \rfloor$. Under step we mean the

amount of time which is equal to the time of one test performing. Therefore, the total number of steps, K_s , needed to perform all tests, is equal to

$$K_s = \lceil Q/d \rceil.$$

It should be noted that the minimal number of steps, K_{min} , required to perform all tests, cannot be less than the value of local degree of any graph vertex. Thus,

$$K_{min} = \max(K_s, \max \{\alpha_i\}).$$

Hence, the minimal time of performing all tests, T_{min} , is equal to

$$T_{min} = K_{min} t_{\tau},$$

where t_{τ} - is the time of test performing.

To find the optimal schedule of tests performance that will provide T_{min} , it is necessary to fulfil the following operations in the initial testing graph. Firstly, in the graph $G(V,E)$, all edges are numbered from 1 to Q (e.g., see Fig. 1a).

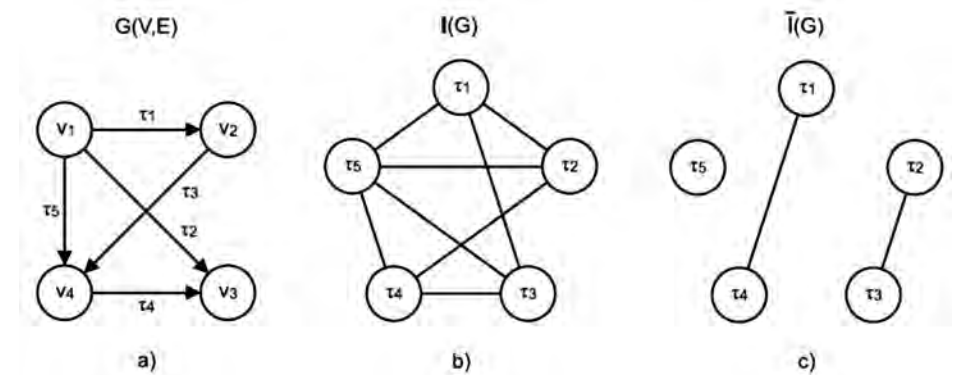


Figure 1: Graphs $G(V,E)$, $I(G)$ and $\bar{I}(G)$ for system with four units

Secondly, for the graph $G(V,E)$ it is determined the graph $I(G)$ (see Fig. 1b) whose vertices will be the edges E of graph G , and whose edges will be couples (E,E') . Then, the complement of the graph $I(G)$ is generated (see Fig.

1c). Thirdly, for graph $\bar{I}(G)$ the adjacency matrix, $M[\bar{I}(G)]$, is formed (Table 1).

If, in graph $\bar{I}(G)$, vertex τ_i and vertex τ_j are connected, or entry (i, j) of matrix $M[\bar{I}(G)]$ is 1, then tests τ_i and τ_j

, where $i, j \in [1, Q]$ and $i \neq j$, can be performed at the same step (that is, concurrently).

	1	2	3	4	5
1	-	0	0	1	0
2	0	-	1	0	0
3	0	1	-	0	0
4	1	0	0	-	0
5	0	0	0	0	-

Table 1: Adjacency matrix $M[\bar{I}(G)]$

Hence, the sought optimal schedule of test performance can be determined by using either graph $\bar{I}(G)$ or adjacency matrix $M[\bar{I}(G)]$. From matrix $M[\bar{I}(G)]$ it is possible to derive which of the tests can be performed concurrently (case of entry (i, j) is 1). However, determining the schedule of tests performance is not an easy task, especially when total number of test, Q , is great. For the case when Q is not so large, there can be helpful the trivial method of matrix transformation. By way of permuting the rows and columns of matrix

$M[\bar{I}(G)]$ it is possible to reach the state when all entries of $M[\bar{I}(G)]$ which are 1 lay along the main diagonal (see Table 2)

For the example under consideration, such transformation of matrix $M[\bar{I}(G)]$ can be performed by permuting the 2nd and 4th rows, and 2nd and 4th columns. In Table 2, the permuted

rows and columns are highlighted. After such matrix transformation, it is possible to read the sought schedule of tests performance directly from the table caption. For our case, the result is the sequence $\{1, 4, 3, 2, 5\}$. Taking into account which tests can be performed concurrently, there can be determined the following schedule of test performance 1, $4 \rightarrow 3$, $2 \rightarrow 5$.

	1	4	3	2	5
1	-	1	0	0	0
4	1	-	0	0	0
3	0	0	-	1	0
2	0	0	1	-	0
5	0	0	0	0	-

Table 2: Matrix $M[\bar{I}(G)]$ after permutation

In the situations when there should be performed a large number of tests, there can be useful the following method. The method consists in decomposition of the set of vertices of graph $\bar{I}(G)$ into k disjoint subsets $P_1, P_2, \dots, P_k$, where each subset $P_i, i = 1, \dots, k$, forms the complete graph on vertices belonging to graph $\bar{I}(G)$ and

$$|P_1| = |P_2| = \dots = |P_k| = \lfloor N/2 \rfloor = q$$

In the given case, all tests $\tau_i, i = 1, \dots, q$, corresponding to vertices that belong to the same subset P_i can be performed concurrently.

For vertices belonging to subset P_i the following expressions should be met

$$\Gamma(\tau_\alpha) \cap \Gamma(\tau_\beta) = P_i - \{\tau_\alpha\} - \{\tau_\beta\}, \quad \alpha, \beta \in [1, \dots, q],$$

$$|\Gamma(\tau_\alpha) \cap \Gamma(\tau_\beta) \cap \dots \cap \Gamma(\tau_\gamma)| = q - |\{\tau_\alpha\} + \{\tau_\beta\} + \{\tau_\gamma\}|, \quad \tau_\alpha, \tau_\beta, \tau_\gamma \in P_i.$$

The given expressions are used for determining subset P_i . The algorithm of

determining all subsets $P_i, i = 1, \dots, k$, consists in the following. Here are pre-

sented only main features of algorithm (details are omitted).

In matrix $M[\bar{I}(G)]$, the i -th row (first in order) is selected and set $\Gamma(\tau_i)$ is determined. Then, the j -th row is selected, where $\tau_j \in \Gamma(\tau_i)$, and set $\Gamma(\tau_j)$ is determined. After that, the following new set A_1 is determined $A_1 = \Gamma(\tau_i) \cap \Gamma(\tau_j)$, for which $(P_1 - \{\tau_i\} - \{\tau_j\}) \subseteq A_1$.

If $A_1 = \emptyset$, then it is necessary to select another element from set $\Gamma(\tau_i)$ if such exists, and continue with new set A_1 .

If $A_1 \neq \emptyset$, then element τ_{n1} is selected from set A_1 and the new set A_2 is determined

$$A_2 = \Gamma(\tau_{n1}) \cap A_1,$$

for which $(P_1 - \{\tau_i\} - \{\tau_j\} - \{\tau_{n1}\}) \subseteq A_2$. Then element τ_{n2} is selected from set A_2 and new set A_3 is determined $A_3 = \Gamma(\tau_{n2}) \cap A_2$.

After repetition of this procedure k times, we obtain $A_k = \Gamma(\tau_{nk-1}) \cap A_{k-1}$, where $A_k = \emptyset$. It means that $P_1 - \{\tau_i\} - \{\tau_j\} - \{\tau_{n1}\} - \{\tau_{n2}\} - \dots - \{\tau_{nk-1}\} = \emptyset$.

From the last expression the sought subset P_1 is determined. After that, it is necessary to remove from matrix $M[\bar{I}(G)]$ the rows and columns which correspond to the elements of subset P_1 . Using the remaining matrix, subset P_2 can be determined the same way as subset P_1 was determined. This procedure can be spread on all other subsets $P_i, i = 3, 4, \dots, k$. The following simple example shows how the above considered algorithm can be applied.

Let system consists of seven units and has graph $G(V, E)$ depicted in Fig.2

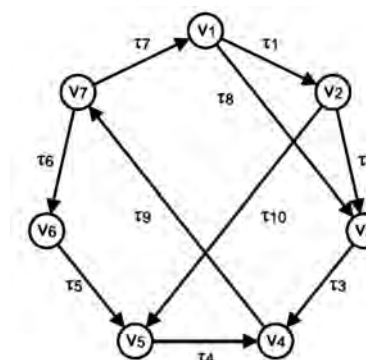


Figure 2: System with seven units

For the given graph $G(V, E)$ graphs $I(G)$ and $\bar{I}(G)$ are as shown in Fig.3

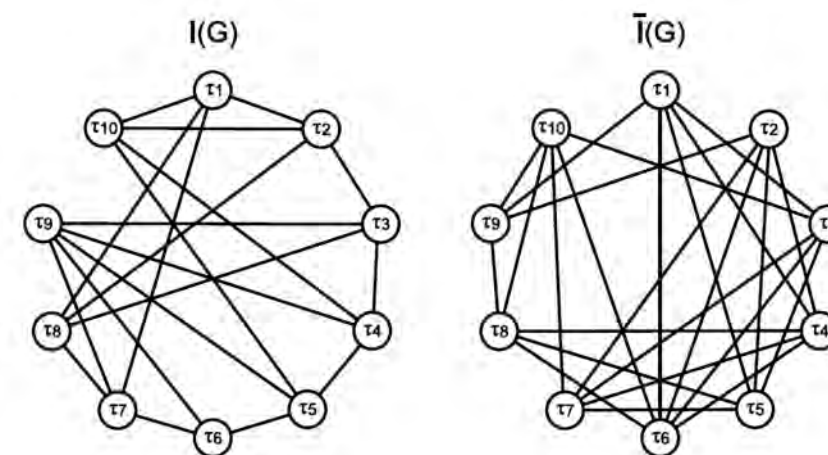


Figure 3: Graphs $I(G)$ and $\bar{I}(G)$ for system with seven units

Adjacency matrix $M[\bar{I}(G)]$ is shown in Table 3.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0
2	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0
3	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1
4	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0
5	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0
6	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1
7	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1
8	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1
9	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1
10	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0

Table 3: Adjacency matrix $M[\bar{I}(G)]$ for graph $\bar{I}(G)$

Since $Q = 10$ and $d = \lfloor N/2 \rfloor = 3$, the total number of steps, K_s , needed to perform all tests, is equal to

$$K_s = \left\lceil \frac{Q}{d} \right\rceil = \lceil 10/3 \rceil = 4$$

At the beginning, there will be determined subset $P_1 = \{\tau_1, \tau_3, \tau_5\}$. It means that tests τ_1, τ_3 and τ_5 can be performed concurrently at the first step. Then, there will be sequentially determined the subsets $P_2 = \{\tau_2, \tau_4, \tau_6\}$, $P_3 = \{\tau_8, \tau_9, \tau_{10}\}$ and $P_4 = \{\tau_7\}$.

The considered method of determining tests schedule allows to receive several different variants of scheduling the tests. In order to choose one variant, it is needed to take into account additional parameters related to efficiency of tests performance. For example, there could be accounted the period of time between two subsequent tests performed on the same unit. It is important when intermittent faults are allowable.

Random performing of tests

Random performing of tests is considered both in context of system

selfchecking and system self-diagnosis. Self-checking is the process which aims at discriminating between two states of a system: fault-free and faulty. The result of self-checking doesn't indicate which of the system units has failed, and only testifies the presence of fault(s) in the system. Self-checking may require small number of tests. When $P_{AT} = 1$ and $P_S = P_F = 1$, it is only needed to find out if each of the system units has been tested, at least, once. It may happen that N tests could be sufficient for system self-checking (see Fig. 4), where N is the number of system units.

For providing system self-checking it is not necessary to form the syndrome, and, consequently, to perform its analysis. Only message or signal Informix about system fault-free (resp. faulty) state is sufficient. This can be done, for example, by the unit which has produced the test result equal to 1.

Further we are going to consider the case when tests are performed during the system operation. Hence, it is not possible to determine in advance which

of the system units will be idle at the definite moment of time and, thus, will be able to test (or be tested by) another system unit. From this it follows that not only the pair of units that provides a test, but also the instant of test performing is random. Random is also the number of tests which will be performed in the system during a certain period of time.

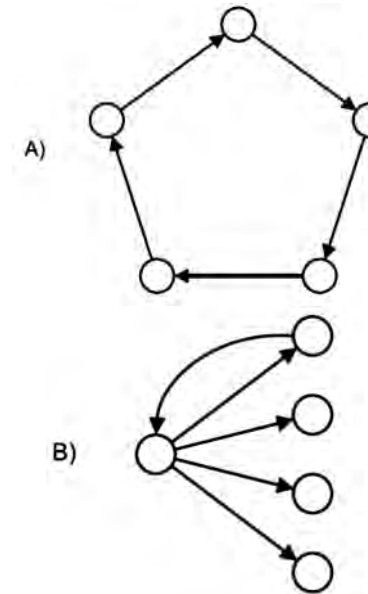


Figure 4: Cases when each unit is tested

At the beginning, the self-checking procedure is performed to find out if the system possesses a faulty unit(s). The period of self-checking duration depends on the requirements to the credibility of self-checking result. If no test result equal to 1 is obtained during the self-checking (i.e., all test results are equal to 0), then the self-checking procedure ends, and the respective message or signal is delivered to the system environment. The self-checking procedure and subsequent delivering of information about the state of the system can

be repeated at certain intervals as long as the system is operating. Otherwise, that is, when the test result indicating the presence of a faulty unit in the system is obtained, the self-checking procedure is terminated immediately, and the procedure of self-diagnosis will be started. The aim of self-diagnosis procedure is to identify the faulty unit(s).

As the research results show, one of the most difficult tasks is the task of determining the time duration of self-checking when all test results indicate that there are no faulty units in the system (i.e., all test results are equal to 0). For our consideration we need to introduce the term of cycle of self-checking.

Definition:

Cycle of self-checking is the interval between two subsequent delivering of self-checking results.

In Fig. 5, the cycle of self-checking (SSC) and, eventually, self-diagnosis are depicted.

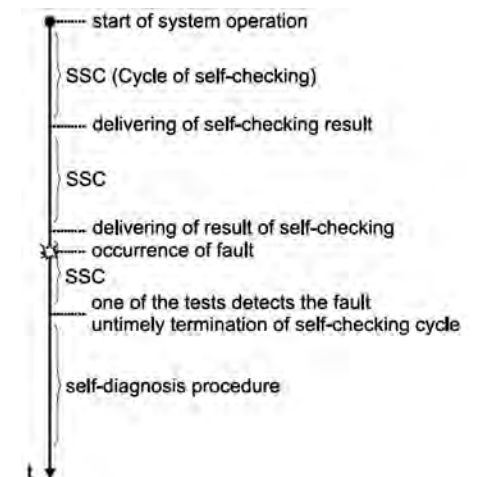


Figure 5: Self-checking cycles and fault occurrence

Fig.5 can also help to elucidate the important features of self-checking.

From Fig. 5, it is seen that fault occurrence doesn't lead immediately to termination of self-checking procedure. Self-checking, as a rule, will continue until the fault is detected (caught) by one of the tests. After normal termination of each SSC, the result of self-checking is delivered to the system environment. This result indicates that the system is faultfree. Only in case of exceptional termination of SSC (see Fig. 5), no reset of self-checking is delivered to the system environment.

Thus, normally, the same information is delivered to the system environment. Consequently, the idea springs to mind, that self-checking could be organized in such way that its result will not be delivered at all. In this case, absence of information about system state would mean that the system is fault-free. However, this proposition has not been enough researched both from the theoretical and practical points of view. Nevertheless, it is worth noting that this situation can be considered in context of our consideration as a particular case when the time duration of self-checking cycle approaches the infinite.

For organization of SSC (mainly, for defining the time duration of SSC) there were suggested several solutions [2], [3], [4]. Basically, SSC continues until one of the following conditions is met:

1) pre-set time has expired.

Time duration of SSC is a constant value and is pre-set in advance (denoted as t_c).

2) certain number of tests has been received.

Time duration of SSC is defined by the certain number of performed tests, i.e., SSC continues until there is performed pre-set number of tests. Time duration of SSC is random.

3) certain testing graph (TG) has been formed.

SSC continues until the tests form a certain testing graph (resp. TG which belongs to the subset of diagnosis graphs defined a priori. Time duration of SSC is random.

The cases when time duration of SSC is pre-set or defined by a certain number of performed tests can be further described from the point of view of whether the analysis of the received diagnosis graph has to be performed or not. When such analysis doesn't have to be performed, the task arises to compute the probability of the event that all system units have been tested at least once. However, in practice there can be applied the opposite attitude when the time duration of SSC (resp., the required number of tests) is computed basing on the required probability of the event that all system units will be tested. Analysis of the obtained TG aims at checking whether all system units have been tested or whether the formed TG belongs to predefined subset of testing graphs. It depends on the value of required credibility of selfchecking result. When analysis shows that not all of the system units have been tested, it is possible to continue the SSC by the predefined period of time (so-called, extended period). After this extended period expires, the analysis is repeated. But this time, all of the tests both performed during the main and extended periods are accounted.

Determining the optimal number of possible extended periods of SSC and the time of their duration is a separate problem. Its brief consideration will be presented further. It is worth noting that not all tests are of the same importance, respectively deliver the same diagnosis

information. Generally, there could be laid constraints on tests execution which eliminate less important tests. As an example of less important tests, we can name the duplicated tests. Laying constraints on these tests, results in obtain-

ing the testing graph without multiple edges.

Fig. 6 represents the summary of the above consideration concerning the self-checking procedure.

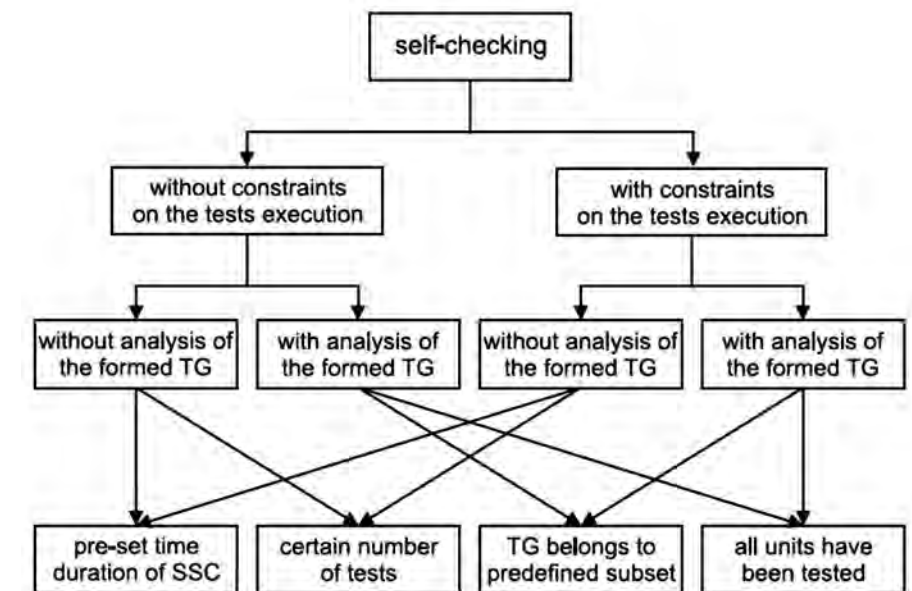


Figure 6: Possible variants of self-checking procedure

Conclusions

Sensor networks exploited for environment monitoring can work in bad conditions and can be placed in harsh environment. In such situations, the probability of sensor failures may increase significantly. Specifics of sensor nets deployment can result in impossibility to use external testing and diagnosing facilities. In many cases detection of faulty sensor nodes can be performed by sensor network itself. It means that one sensor node will test another sensor node. On the basis of obtained test results it is possible to pro-

vide diagnosis of the whole network. The main problem that arises when performing such mutual testing is the problem of organization of test performance. There exist several different organizations of test performance. In order to choose the most appropriate organization for diagnosis of each particular sensor network, preliminary analysis should be conducted. The paper gives developers and users of sensor networks the idea of attainable level of network reliability and fault-tolerance.

References

1. Bianchini, R.; Buskens, R. An adaptive distributed system-level diagnosis algorithm and its implementation. In the 21st International IEEE Symposium on Fault-Tolerant Computing. New York (USA). 1991. pp.222-229.
2. Mashkov, V.; Barabash, O. Self-checking of modular systems under random performance of elementary checks. Engineering Simulation. Vol.12, 1995. pp.433-445.
3. Gostev, V.; Mashkov, V.; Mashkov, O. Self-diagnosis of modular systems in random performance of elementary tests. Cybernetics and Computing Technology (Discrete Control System). No.105. Allerton Press. 1997. pp.104-111.
4. Mashkov, V. Identification of air-borne control computer systems technical state on the basis of cross-testing. Proc. 5th Mini Cong. on Vehicle System Dynamics. Budapest (Hungary). 1996. pp.78-88.
5. Машков О.А., Косенко В.Р., Дурняк Б.В., Тимченко О.В. Особливості створення функціонально-стійкої системи управління динамічним об'єктом моніторингу навколишнього середовища / Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 62, Київ, 2012, с. 210-228.
6. Машков О.А., Косенко В.Р., Дурняк Б.В., Тимченко О.В. Науково-теоретичні основи забезпечення функціональної стійкості системи моніторингу навколишнього середовища / Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 63, Київ, 2012, с. 202-218.
7. Машков О.А., Коробчинський М.В., Щукін А.Н., Ярема О.Р. Исследование свойств функционально-устойчивого комплекса управления групповым полетом БПЛА экологического мониторинга / Моделирование та інформаційні технології /Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 65, Київ, 2012, с. 202-214.
8. Машков О.А. Коробчинський М.В., Щукін А.Н., Ярема О.Р. Теоретические основы создания функционально-устойчивого комплекса управления групповым полетом беспилотных летательных аппаратов экологического мониторинга / Моделирование та інформаційні технології /Збірник наукових праць, Інститут проблем моделювання в енергетиці, вип. 66, Київ, 2012, с. 215-223.
9. Васильев В.С., Машков О.А., Фролов В.Ф. Методы и технические средства экологического мониторинга / Екологічні науки: науково-практичний журнал. – К.: ДЕА, 2014.-№5.-с. 57-67.

УДК 544.72+544.147

**АДСОРБЦІЯ НА ВУГЛЕЦЕВИХ
НАНОТРУБКАХ: ОГЛЯД****Іваненко І. М.**

кандидат хімічних наук, доцент кафедри технології
неорганічних речовин та загальної хімічної технології,
хіміко-технологічний факультет,
Національний технічний університет України «КПІ»
4 корпус, проспект Перемоги 37, м. Київ, 03056
irinaivanenko@hotmail.com

Розглянута проблематика використання вуглецевих нанотрубок в адсорбційних процесах очищення води і водних розчинів. Наведена коротка характеристика структури одношарових та багатшарових вуглецевих нанотрубок. Проаналізований взаємозв'язок між внутрішньою будовою, хімією поверхні та адсорбційними властивостями вуглецевих нанотрубок. З'ясовано механізми адсорбції на поверхні вуглецевих нанотрубок на молекулярному рівні. Представлені експериментальні докази ефективності нанотрубок в процесах адсорбційного видалення з водних розчинів широкого асортименту органічних, неорганічних та біологічних забруднювачів. **Ключові слова:** вуглецеві нанотрубки, адсорбційна активність, гідрофобна взаємодія, функціональні групи, електронно-донорна взаємодія.

Адсорбция на углеродных нанотрубках. Иваненко Ирина Николаевна. Рассмотрена проблематика использования углеродных нанотрубок в адсорбционных процессах очистки воды и водных растворов. Приведена краткая характеристика структуры однослойных и многослойных углеродных нанотрубок. Проанализирована взаимосвязь между внутренним строением, химией поверхности и адсорбционными свойствами углеродных нанотрубок. Выявлены механизмы адсорбции на поверхности углеродных нанотрубок на молекулярном уровне. Представлены экспериментальные доказательства эффективности нанотрубок в процессах адсорбционного удаления из водных растворов широкого ассортимента органических, неорганических и биологических загрязнителей. **Ключевые слова:** углеродные нанотрубки, адсорбционная активность, гидрофобное взаимодействие, функциональные группы, электронно-донорными взаимодействием.

Adsorption on carbon nanotubes. Ivanenko Irina. The problems of carbon nanotubes using in the adsorption process of cleaning water and aqueous solutions considered. The brief description of single-walled and multi-walled carbon nanotubes structures shown. The relationship between the internal structure, surface chemistry and adsorption properties of carbon analyzed. The adsorption mechanism on the surface of carbon nanotubes elucidated at the molecular level. Experimental evidence for the nanotubes effectiveness in the process of adsorption removal from aqueous solutions of a wide range of organic, inorganic and biological contaminants provided. **Keywords:** carbon nanotubes, adsorption activity, hydrophobic interaction, functional groups, electron-donor interaction.

Вступ

Адсорбційні процеси достатньо давно і широко застосовуються при

підготовці питної води, води спеціального призначення, для очищення стічних вод від різноманітних забруднювачів як органічного так і

неорганічного походження тощо. Активоване вугілля, що за своєю хімічною природою є алотропною модифікацією Карбону, вже давно і активно використовується як промисловий адсорбент. Це зумовлено кількома факторами: високою адсорбційною активністю до широкого спектру полутантів, хімічною інертністю, високою термічною стабільністю, задовільною механічною стійкістю, здатністю до багаторазової регенерації тощо.

Однак з відкриттям Іджимою в 1991 р. вуглецевих нанотрубок (ВНТ) [1] не тільки поповнилась велика сім'я Карбону, а і з'явився новий адсорбційний матеріал з унікальним набором фізико-хімічних властивостей. Крім того, що цей матеріал має розвинену питому площу поверхні, він, як було експериментально доведено згодом, володіє практично усім набором характеристик активного вугілля.

Вуглецеві нанотрубки – протяжні циліндричні структури діаметром від одного до кількох десятків нанометрів і довжиною до кількох

мікрометрів, що складаються з одного або більше гексагональних згорнутих графітових шарів, і закінчуються зазвичай напівсферичною голівкою, яка може розглядатися як половина молекули фулерену. Вперше нанотрубки були знайдені в сажі, яка утворилась в умовах дугового розряду між графітовими електродами, і спочатку розглядались як протяжні фулерени [2]. Однак подальші дослідження показали, що клас вуглецевих нанотрубок за різноманітністю структур і фізико-хімічних характеристик значно перевищує клас фулеренів (Рис. 1). Тим більше, що фулерени представляють собою молекулярну форму, а нанотрубки суміщають властивості молекул і твердого тіла, а тому розглядаються як проміжний стан речовини (між молекулярним і конденсованим). Ця особливість привертає до себе постійно зростаючий інтерес дослідників, що направлений на вивчення фундаментальних особливостей поведінки такого екзотичного об'єкта в різних умовах.

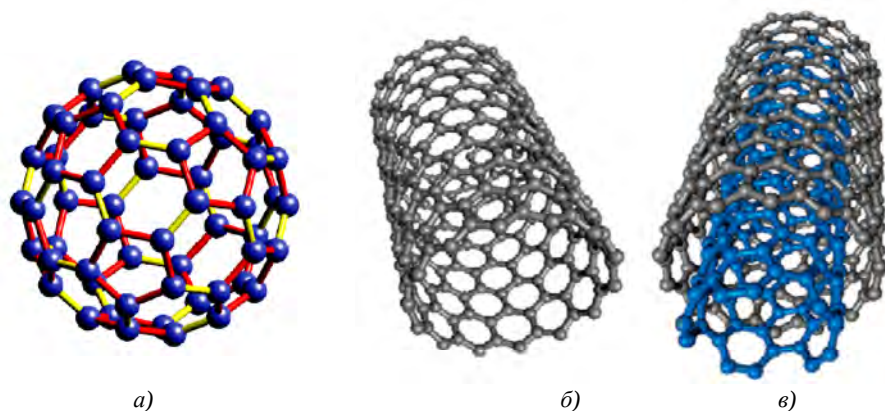


Рис. 1. Фулерен (а), одношарова (б) і багатшарова вуглецеві нанотрубки (в) [3,4]

Багатшарові вуглецеві нанотрубки (БшВНТ) відрізняються від одношарових (ОшВНТ) значно більш широким різноманіттям форм і конфігурацій. Різноманіття структур проявляється як в поздовжньому напрямі так і в поперековому. Можливі різновиди поперекової будови багатшарових вуглецевих нанотрубок представлені на Рис. 2. Будова типу «руської матрешки» (рис. 2-а) представляє собою коаксально вкладені одна в одну одностінні циліндричні нанотрубки, внутрішній простір яких, як видно на рисунку, недоступний для проникнення газоподібних або рідких речовин. Інший різновид будови БшВНТ, показаний на рис. 2-б, представляє со-

бою єдину графітову площину, що завернута в свиток. В цьому випадку внутрішній простір нанотрубки стає доступним для проникнення рідких і газоподібних молекул. Остання з приведених модифікацій являє собою багатшарову циліндричну структуру, що складається з невеликих графітових фрагментів і нагадує пап'є-маше. Така структура володіє значним внутрішнім об'ємом, що доступний для проникнення різноманітних речовин, і представляється вельми привабливою з точки зору фізичної адсорбції. Для всіх наведених структур ВНТ характерна відстань між сусідніми графітовими шарами, близька до значення 0,34 нм, як в графіті [2].

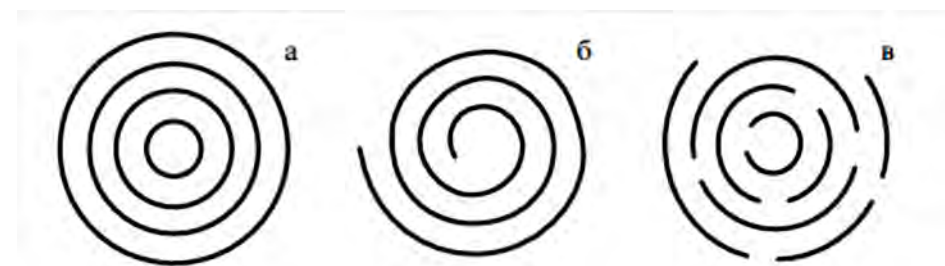


Рис. 2. Схематичне зображення найбільш розповсюджених структур багатшарових вуглецевих нанотрубок: а – «русская матрешка»; б – свиток; в – пап'є-маше [2]

Вуглецеві нанотрубки, являючись полою шаруватою структурою 1D-типу з регульованою хімією поверхні, представляють собою багатообіцяюче третє покоління вуглецевих адсорбентів. Всі адсорбційні центри ВНТ розташовані на внутрішній та зовнішній поверхні карбонових шарів, тому одна з головних особливостей вуглецевих нанотрубок – їх унікальні адсорбційні характеристики. Крім того, ВНТ являють собою поверхневі структури, і

всі їх маса зосереджена в поверхні шарів, що зумовлює аномально високу питому площу поверхні для перебігу адсорбційних процесів.

В науковій літературі вже неодноразово доводилась виключна адсорбційна здатність ВНТ та висока ефективність при адсорбції різних органічних полутантів, таких як диоксин, дібензофуран і дифеніл [5], 1,2-дихлорбензол [6], анілін, фенол [7], гумінові та фульвокислоти [8], інші природні органічні речовини [9],

поліциклічні ароматичні вуглеводороди тощо [10]. Все це доводить безперечну перспективність застосування ВНТ в процесах адсорбційної очистки стічних від органічних забруднювачів.

Широкий спектр органічних речовин та важких металів вивчався як цільові полютанти на ВНТ з різноманітною фізичною структурою та хімією попер

хні. Досліджувався також вплив природи розчинів, включаючи рН та іонну силу. На основі цих даних були з'ясовані механізми адсорбції на молекулярному рівні. Для більшості досліджених випадків адсорбції експериментально доведено можливість існування кількох сил одночасно, а саме: гідрофобного ефекту, π - π взаємодії, електронної донорно-акцепторної взаємодії, електростатичної та водневого зв'язку.

Встановлено, що гідрофобна природа зовнішньої поверхні необроблених ВНТ має високу спорідненість до органічних речовин, особливо з неполярними молекулами, таких як нафтален, фенатрен, пірен тощо [9,10]. Саме гідрофобна взаємодія була висунута для пояснення механізму в кількох роботах і підтвердилась для протеїнів [11,12], нафталена [13], кислих гербіцидів [14] та стрептавідіна [12]. Але, як щоб гідрофобна взаємодія була єдиним механізмом взаємодії органіки з ВНТ, адсорбція була прогнозованою і могла б регулюватись гідрофобними параметрами органічних речовин, такими як K_{ov} (коефіцієнт розподілу між октаном і водою) або K_{sw} (коефіцієнт розподілу між гексадеканом і водою). В цьому

випадку поведінка органічних полютантів в присутності ВНТ була б достатньо легко контрольованою, але для більшості випадків це не так. Автори роботи [15] представили експериментальні дані, що спростовують кореляцію між адсорбційною спорідненістю та гідрофобністю для ряду ароматичних речовин. Вони досліджували адсорбцію кількох полярних та неполярних полютантів на нанотрубках і встановили, що гідрофобний ефект не є домінуючим з загальному механізмі взаємодії. Наприклад, циклогексан має більш високе значення K_{ov} у порівнянні з нітробензолом, однак адсорбція циклогексана на ВНТ слабкіша більше ніж на два порядки; а у порівнянні з бензолом, толуолом і хлорбензолом адсорбція нітробензолу на ВНТ сильніша, незважаючи на нижчу гідрофобність. З цієї причини автори прийшли до висновку, що π - π електронно-донорна взаємодія між нітроароматичною молекулою (π -акцептором) і графеновими шарами нанотрубок (π -донор) в ряді випадків домінує в загальному адсорбційному механізмі. В межах нітроароматичних сполук, таким чином, адсорбційна спорідненість зростає з підвищенням числа нітрогруп [15]. Тобто велика кількість π -електронів на поверхні нанотрубок (Рис. 3) передбачає виникнення сильного π - π зв'язку з ароматичними полютантами.

Враховуючи вищеописані механізми, морфологія ВНТ, включаючи неоднорідність їх нанорозмірів та хіральність графенових шарів, будуть мати великий вплив на адсорбцію органічних полютантів, особливо тих, що адсор-

буються внаслідок π - π взаємодії. Це було експериментально доведено авторами роботи [17], в якій

зафіксована суттєва відмінність між адсорбцією тетрацена і фенантрена на поверхні нанотрубок.

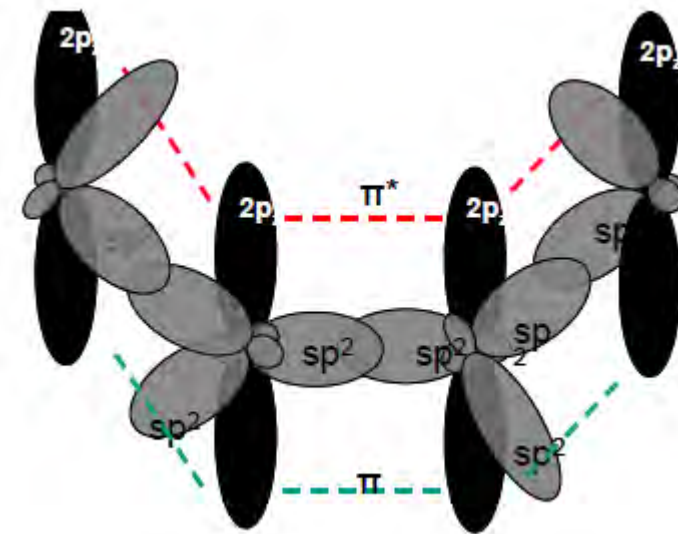


Рис. 3. Фрагмент електронної будови ВНТ [16]

Відмінності в морфології ВНТ можуть також призвести до різного характеру агрегування і додаткового впливу на їх адсорбційну ємність. ВНТ схильні до агрегації завдяки сильним силам Ван дер Ваальса вздовж довгої вісі, причому тенденція до агрегування зменшується із збільшенням кількості стінок (шарів). В цілому, схильність до агрегування ВНТ збільшується в такому порядку: одношарові ВНТ > двошарові ВНТ > багатошарові ВНТ [18].

Одношарові ВНТ зазвичай існують як пучки або мотузки, в той час як багатошарові виглядають як випадково згорнуті індивідуальні трубки. Внаслідок агрегації зовнішня поверхня нанотрубок зменшується, але з'являються нові адсорбційні

центри – інтерстиціальні канали та канавки між окремими трубками в пучках ВНТ.

В роботі [19] виведено рівняння розрахунку зміни об'єму пор та питомої площі поверхні внаслідок агрегації та встановлено, що агрегація ВНТ не сприяє адсорбції деяких синтетичних органічних речовин. Дією ультразвуку на суспензію нанотрубок доведено залежність кінетики адсорбції органічних речовин від «статусу суспензії» – ступеня агрегування ВНТ [20].

Іншим важливим фактором впливу на адсорбційну поведінку ВНТ є хімія їх поверхні, що представлена функціональними групами, які цілеспрямовано вводяться на поверхню ВНТ шляхом обробки

рідкими або газоподібними окисниками. Це можуть бути звичайні карбоксильні групи (Рис. 4-а) або гідроксильні, які на краю графітової площини мають фенольний характер (Рис. 4-б). Атом Оксигену може кріпитися до крайових атомів Карбону у вигляді ксантенової структури (Рис. 4-с) або ефірної групи (Рис. 4-д). Розташовані поряд карбоксильні групи можуть утворювати ангідридні угруповування (Рис. 4-е). Також

карбоксильні групи можуть конденсуватися у вигляді лактонових груп (Рис. 4-ф), які, в свою чергу, можуть утворювати лактоли (Рис. 4-г) при близькому розташуванні ще однієї карбоксильної або гідроксильної групи. Атом Оксигену карбонільної групи може кріпитися до поверхні індивідуально (ізолювано), як на Рис. 4-с, або організовувати хінонову структуру (Рис. 4-г) [21].

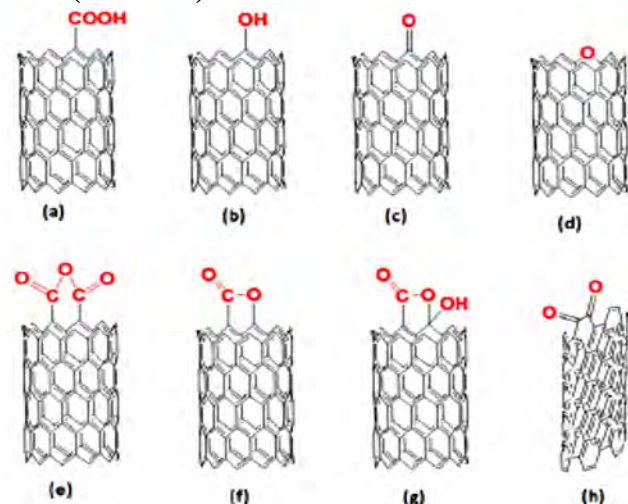


Рис. 4. Імовірні функціональні групи на поверхні ВНТ: а – карбоксильна; б – гідроксильна; с – карбонільна; д – ефірна; е – ангідридна; ф – лактонова; г – лактольна; г – хінонова [21].

Такі поверхневі функціональні групи позитивно впливають на гідрофільність та адсорбційну активність ВНТ по відношенню до органічних забруднювачів, особливо з полярними молекулами та низькою молекулярною масою, таких як фенол, діхлорбензол тощо.

Як показано в [22], адсорбція важких металів на ВНТ відбувається головним чином завдяки утворенню специфічних комплексів між іонами металів і гідрофільними

функціональними групами нанотрубок. Таким чином, функціоналізація поверхні ВНТ є фактором, що безсумнівно буде сприяти підвищенню поглинання іонів металів поверхнею нанотрубок.

Автори [23] повідомляли, що окиснення поверхні вуглецевих нанотрубок сприяє підвищенню адсорбції іонів кадмію і цинку з водних розчинів, і виявили, що карбоксильні групи на поверхні ВНТ є в 20 разів більш енергійними

адсорбційними центрами для поглинання Zn(II) , ніж неокислена поверхня нанотрубок. В [24] показано, що $-\text{OH}$ і $-\text{COOH}$ групи на поверхні ВНТ слугують адсорбційними центрами при адсорбційному поглинанні йонів міді(II), оскільки поверхнево функціоналізовані ВНТ мали вищу адсорбційну ємність по міді, ніж вихідні ВНТ. Адсорбція Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} на вуглецевих нанот-

рубках, вихідних і оброблених різними окисниками (нітратною кислотою, гіпохлоритом натрію та перманганатом калію), вивчалась в роботі [25]. Її автори прийшли до висновку, що адсорбційна ємність ВНТ по відношенню до іонів дво-валентних металів значно підвищується після їх окиснення і запропонували схему, яка описує цей процес (Рис. 5).

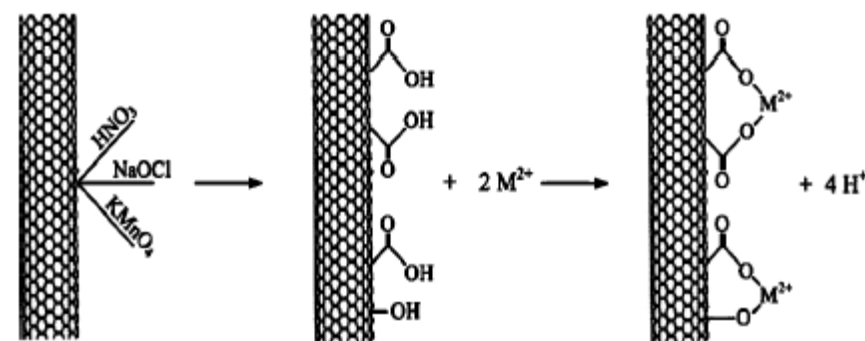


Рис. 5. Схематичне зображення адсорбції дво-валентного металу окисненою поверхнею ВНТ [25]

Адсорбція бактерій на ВНТ характеризується трьома основними факторами. По-перше, адсорбційна ємність ВНТ по відношенню до мікробів значно перевищує ємність всіх відомих на сьогоднішній день комерційних адсорбентів. По-друге, ВНТ володіють яскраво вираженою селективністю щодо бактерій, яка зазвичай відсутня у традиційних адсорбентів. І нарешті, кінетика адсорбції: поглинання бактерій нанотрубками відбувається практично миттєво, що відкриває широкі перспективи їх застосування як патогенних датчиків, для яких швидкість концентрування цільового компоненту суміші є визначальним фактором [26].

Адсорбційна здатність необроблених ОшВНТ до Сінної палички та її спор у 27-37 разів більше, ніж порошкоподібного активованого вугілля та промислового адсорбенту NanoCeram™, що повідомлено в [27].

В [28] високий, порівняно з іншими адсорбентами, потенціал адсорбції ОшВНТ відносно бактерій пояснювали їх волокнистою: початкове співвідношення сторін в індивідуальній нанотрубці становить ~2000, чого не спостерігається в активному вугіллі. Такі висновки узгоджуються з даними роботи [27], в якій на прикладі спор Сінної палички показано, що бактерії погано адсорбуються на таких адсорбентах як активоване вугілля (Рис. 6-б) та

NanoCeram™ (Рис. 6-с), і виглядають ніби покладеними на їх поверхню. З іншого боку, спори на нанотрубках демонструють відмінний адсорбційний потенціал, і виглядають ніби загорнутими у волокна ВНТ (Рис. 6-d).

Автори роботи [29], доречи, ще в 1991 заявляли, що волокнисті адсорбенти мають кращі показники щодо адсорбції мікробів, ніж порошкоподібні.

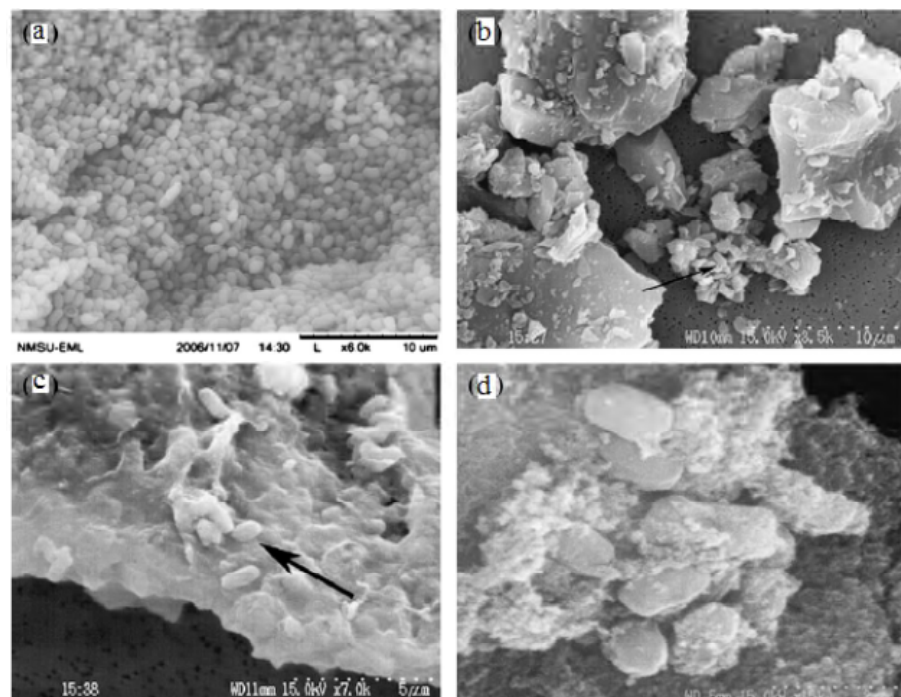


Рис. 6. СЕМ-зображення спор Сінної палички вихідних (а) і адсорбованих на: активованому вугіллі (b); адсорбенті NanoCeram™ (c); ОшВНТ (d) [27]

Висновки

Таким чином, вуглецеві нанотрубки чудово зарекомендували себе в адсорбційних процесах видалення з водних розчинів широкого асортименту різноманітних забруднювачів не тільки органічних і неорганічних, а й біологічних, включаючи бактерії, віруси, токсини ціанобактерій тощо. А можливість модифікування поверхні та інші маніпуляції з ВНТ дозволяють повністю скористатися їх

унікальними фізичними, хімічними та іншими властивостями.

Функціональні матеріали на основі ВНТ будуть мати безперечні переваги в порівнянні з відомими матеріалами в різних екологічних застосуваннях. Однак інтеграція ВНТ в традиційних процесах підготовки та очищення води потребує розробки високопродуктивної та економічно ефективної технології їх виробництва.

Література

1. Iijima S. Helical microtubules of graphitic carbon / S. Iijima // Nature. – 1991. – Vol. 354. – P. 56-58.
2. Елецкий А.В. Сорбционные свойства углеродных наноструктур / А.В. Елецкий // Успехи физ. наук. – 2004. – Т. 174, № 11. – С. 1191-1231.
3. Ulloa E. Fullerenes and their Applications in Science and Technology / E. Ulloa // Introduct. Nanotech. – 2013. – Vol. 5425. – P. 1-5.
4. Sedaghat S. Synthesis of clay-CNTs nanocomposites / S. Sedaghat // J. Nanostr. Chem. – 2013. – Vol. 3, №24. – P.1-4.
5. Fugestsu B. Encapsulatin of multiwalled carbon nanotubes (MWCNTs) in Ba²⁺-alginate to form coated micro-beads and their applicatins to the pre-concentratin / eliminatin of dibenzo-p-dioxin, dibenzofuran, and biphenyl from contaminated water / B. Fugestsu, S. Satoh, A. Iles [etc.] // Analyst. – 2004. – Vol. 129. – P. 565-566.
6. Peng X. Adsorptin of 1,2-dichlorobenzene from water to carbon nanotubes / X. Peng, Y. Li, Z. Luan [etc.] // Chem. Phys. Lett. – 2003. – 376. – P. 154-158.
7. Yang K. Aqueous adsorptin of aniline, phenol, and their substitutes by multiwalled carbon nanotubes / K. Yang, W. Wu, Q. Jing [etc.] // Environ. Sci. Technol. – 2008. – Vol. 42. – P.7931-7936.
8. Sheng G. Adsorptin of copper(II) on multialled carbon nanotubes in the absence and presence of humic or fulvic acids / G. Sheng, J. Li, D. Shao [etc.] // J. Hazard. Mater. – 2010. – Vol. 178. – P. 333-340.
9. Hyung H. Natural organic matter (NOM) adsorption to multi-walled carbon nanotubes: effect of nom characteristics and water quality parameters / H. Hyung, J.H. Kim // Environ. Sci. Technol. – 2008. – Vol. 42. – P. 4416-4421.
10. Іваненко І.М. Вуглецеві нанотрубки в очищенні води (огляд) / І.М. Іваненко // Вода и водоочистные технологии. Научно-технические вести. – 2014. – № 2(15). – С. 65-71.
11. Balavoine F. Helical crystallization of proteins on carbon nanotubes: A first step towards the development of new biosensors / F. Balavoine, P. Schultz, C. Richard [etc.] // Angew. Chem., Int. Ed. – 1999. – Vol. 38. – P. 1912-1915.
12. Chen R. J. Noncovalent functionalization of carbon nanotubes for highly specific electronic biosensors / R.J. Chen, S. Bangsaruntip, K.A. Drouvalakis [etc.] // Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. – 2003. – Vol. 100. – P. 4984-4989.
13. Gotovac S. Assembly structure control of single wall carbon nanotubes with liquid phase naphthalene adsorption / S. Gotovac, L. Song, H. Kanoh [etc.] // Colloid Surf., A. – 2007. – Vol. 300. – P. 117-121.
14. Pyrzynska, K. Sorption behavior of acidic herbicides on carbon nanotubes / K. Pyrzynska, A. Stafiej, M. Biesaga // Microchim. Acta. – 2007. – Vol.159. – P. 293-298.
15. Chen W. Adsorption of polar and nonpolar organic chemicals to carbon nanotubes / W. Chen, L. Duan, D. Q. Zhu // Environ. Sci. Technol. – 2007. – Vol. 41. – P. 8295-8300.
16. Vermisoglou E. C. Sorption properties of modified single-walled carbon nanotubes / E.C. Vermisoglou, V. Georgakila, E. Kouvelos [etc.] // Micropor. Mesopor. Mater. – 2007. – Vol. 99. – P. 98-105.
17. Gotovac S. Effect of nanoscale curvature of single-walled carbon nanotubes on adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons / S. Gotovac, H. Honda, Y. Hattori [etc.] // Nano Lett. – 2007. – Vol. 7, №3. – P. 583-587.
18. Liu X. Application potential of carbon nanotubes in water treatment: A review / X. Liu, M. Wang, S. Zhang [etc.] // J. Environ. Sci. – 2013. – Vol. 25, №7. – P. 1263-1280.
19. Zhang S. J. The impacts of aggregation and surface chemistry of carbon nanotubes on the adsorption of synthetic organic compounds / S.J. Zhang, T. Shao, S. S. K. Bekaroglu [etc.] // Env. Sci.Technol. – 2009. – Vol. 43, №15. – P. – 5719-5725.

20. Zhang S.J. Adsorption kinetics of aromatic compounds on carbon nanotubes and activated carbons / S.J. Zhang, T. Shao, H.S. Kose [etc.] // *Env. Toxic. Chem.* – 2012. – Vol. 31, №1. – P. 79-85.
21. Gupta V.K. Synthesis of Carbon Nanotube-Metal Oxides Composites; Adsorption and Photodegradation / V.K. Gupta, T.A. Saleh // *Carbon Nanotubes - From Research to Applications*, Dr. Stefano Bianco (Ed.): InTech, 2011. – P. 295-312. – 358 p. ISBN 978-953-307-500-6.
22. Rao G.P. Sorption of divalent metal ions from aqueous solution by carbon nanotubes: A review / G.P. Rao, C. Lu, F.S. Su // *Separ. Purific. Technol.* – 2007. – Vol. 58, №1. – P. 224-231.
23. Cho H.H. Sorption of aqueous Zn[II] and Cd[II] by multiwall carbon nanotubes: The relative roles of oxygen-containing functional groups and graphenic carbon / H.H. Cho, K. Wepasnick, B.A. Smith [etc.] // *Langmuir.* – 2010. – Vol. 26, №2. – 967-981.
24. Rosenzweig S. Effect of acid and alcohol network forces within functionalized multiwall carbon nanotubes bundles on adsorption of copper(II) species / S. Rosenzweig, G.A. Sorial, E. Sahle-Demessie [etc.] // *Chemosphere.* – 2013. – Vol. 90, №2. – P. 395-402.
25. Srivastava S. Sorption of divalent metal ions from aqueous solution by oxidized carbon nanotubes and nanocages: A review / S. Srivastava // *Adv. Mat. Lett.* – 2013. – Vol. 4, №1. – P. 2-8.
26. Upadhyayula V.K.K. Application of carbon nanotube technology for removal of contaminants in drinking water: A review / V.K.K. Upadhyayula, Sh. Deng, M.C. Mitchell [etc.] // *Sci. Total Environ.* – 2009. – Vol. 408. – P. 1-13.
27. Upadhyayula V.K.K. Adsorption of *Bacillus subtilis* on single walled carbon nanotube aggregates, activated carbon and nanoceramTM / V.K.K. Upadhyayula, S. Deng, G.B. Smith [etc.] // *Water Res.* – 2009. – Vol. 43, №. P.1-9.
28. Ounaies Z. Electrical properties of single walled carbon nanotube reinforced polyimide composites / Z. Ounaies, C. Park, K.E. Wise [etc.] // *Compos. Sci. Technol.* – 2003. – Vol. 63. – P. 1637-1647.
29. Suzuki M. Applications of fiber adsorbents in water treatment / M. Suzuki // *Wat. Sci. Technol.* – 1991. – Vol. 23. – P. 1649-1658.

ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО

УДК 621.039.58:502/504

ОЦІНКА РИЗИКІВ РАДІОЛОГІЧНИХ НАСЛІДКІВ ФУКУСІМСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

Козлов І.Л.

Одеський національний політехнічний університет
пр. Шевченка, 1, 65044, м.Одеса
i.l.kozlov@yandex.ua

Обґрунтовано необхідність після аварії на АЕС Fukushima, - Daiichi повернутися до необхідності переоцінки ризиків потенційно важких і довгострокових радіологічних наслідків масштабних катастрофічних подій. Представлено результати аналізу дій японської сторони і міжнародних організацій щодо пом'якшення і ліквідації наслідків цієї. Узагальнено оцінки радіаційних ризиків захворюваності серед ліквідаторів і населення на підставі моделей прогнозування міжнародною комісією з радіаційного захисту (МКРЗ) оцінки радіаційних ризиків з урахуванням даних по Чорнобильській АЕС. Спрогнозовано оцінки можливих віддалених радіологічних наслідків аварії на АЕС Fukushima - Daiichi. Одержані оцінки носять попередній характер і передбачають проведення подальшого моніторингу і аналізу розв'язання питань екологічної безпеки і усунення наслідків будь-яких аварій на АЕС. **Ключові слова:** аварія на АЕС Fukushima - Daiichi; Чорнобильська аварія, оцінка радіаційних ризиків, прогноз радіологічних наслідків.

Оценка рисков радиологических последствий Фукусимской катастрофы. Козлов И.Л. Обоснована необходимость после аварии на АЭС Fukushima, - Daiichi вернуться к необходимости переоценки рисков потенциально тяжелых и долгосрочных радиологических последствий масштабных катастрофических событий. Представлены результаты анализа действий японской стороны и международных организаций по смягчению и ликвидации последствий этой. Обзор оценки радиационных рисков заболеваемости среди ликвидаторов и населения на основании моделей прогнозирования международной комиссией по радиационной защите (МКРЗ) оценки радиационных рисков с учетом данных по Чернобыльской АЭС. Спрогнозировано оценки возможных отдаленных радиологических последствий аварии на АЭС Fukushima - Daiichi. Полученные оценки носят предварительный характер и предусматривают проведение дальнейшего мониторинга и анализа решения вопросов экологической безопасности и устранения последствий любых аварий на АЭС. **Ключевые слова:** авария на АЭС Fukushima-Daiichi; Чернобыльская авария, оценка радиационных рисков, прогноз радиологических последствий.

Assessment of risks of radiological consequences of the Fukushima accident. Kozlov I. The necessity of following the accident at the nuclear power plant Fukushima, - Daiichi need to return to the revaluation of risk of potentially severe and long-term radiological consequences of major catastrophic events. The results of analysis of actions of the Japanese side and international

organizations to mitigate and eliminate the consequences of this. Overview assess radiation risks of morbidity among liquidators and population forecasting models based International Commission on Radiological Protection (ICRP) estimates of radiation risks on the basis of data on Chernobyl. Remote predicted score possible radiological consequences of the accident at the nuclear power plant Fukushima - Daiichi. The resulting estimates are preliminary in nature and provide for further monitoring and analysis solution for ecological security and elimination of consequences of any accidents at nuclear power plants. **Keywords:** accident on the NPP Fukushima-Daiichi; Chernobyl accident, assessment of radiation risks, forecast of radiological consequences.

Більш ніж напіввіковий досвід розвитку світової атомної енергетики і експлуатації ядерних енергетичних установок (ЯЕУ) визначив ряд серйозних проблем, пов'язаних з важкими аваріями.

Важкі аварії (з неприпустимим ушкодженням ядерного палива) є наслідком позапроектних аварій з непередбаченими технічним проектом атомних станцій вихідними аварійними подіями і/або помилковими діями персоналу при управлінні аварійними процесами/відмовами систем, що забезпечують виконання необхідних (критичних) функцій безпеки.

У 1979 році сталася важка аварія на АЕС Три-Майл-Айленд, а в 1986 році - масштабна катастрофа на Чорнобильській АЕС, яка, окрім безпосередніх наслідків, серйозно відбилася на усій ядерній енергетиці в цілому. Вона змусила фахівців усього світу переоцінити проблему безпеки АЕС і замислитися про необхідність міжнародної співпраці в цілях підвищення безпеки АЕС.

Остання велика аварія на АЕС сталася у березні 2011 року в Японії, в префектурі Фукусима. Аварія на АЕС Fukushima - Daiichi сталася в результаті сильного землетрусу і цунамі, що послідували за ним.

Минуло понад трьох років після аварії, впродовж яких світова ядерна спільнота активно займалася дослі-

дженням причин, наслідків і уроків великої аварії на АЕС Fukushima - Daiichi.

Питання аналізу головних причин, що призвели до важкої аварії на АЕС Fukushima, - Daiichi, і наслідків радіаційного впливу на екологію довкілля знайшли своє відображення в роботах [1-4]. З перших днів аварії фахівці електроенергетичної компанії Tokyo Electric Power Company (TEPCO), управління по ядерній і промисловій безпеці (NISA), Токійського центру ВАО АЕС, Міністерства охорони здоров'я, праці і соціального забезпечення Японії, а також експерти з МАГАТЕ почали контролювати рівні радіації біля АЕС Fukushima - Daiichi.

За даними TEPCO [3], максимальні потужності дози опромінення поза енергоблоками виявлені в період з 15 по 17 березня: локальні за часом спалахи від 3000 мкЗв/год 15 березня і більше 10000 мкЗв/год 16 березня, а також підвищені рівні потужності доз в окремих районах поблизу промайданчика після 19 березня - до 5000 мкЗв/год. Усього, за оцінками TEPCO, за один місяць, що минув після аварії (до 13 квітня 2011 р.) об'єм викиду в довкілля радіоактивного йоду-131 склав 10^5 ТБк, а цезію-137 - 10^4 ТБк. Ці дані співпадають з оцінками NISA. Крім того, на АЕС Fukushima - Daiichi накопичилося понад 105 тис. тон води, в якій вміст ра-

діонуклідів наблизився до 720 тис. ТБк.

Для порівняння: під час аварії на Чорнобильській АЕС сумарна активність речовин, що викинуті у довкілля, становила, за різними оцінками, до $14 \cdot 10^6$ ТБк, у тому числі $1,8 \cdot 10^6$ ТБк йоду-131, $0,085 \cdot 10^6$ ТБк цезію-137, $0,01 \cdot 10^6$ ТБк стронцію-90, $0,003 \cdot 10^6$ ТБк ізотопів плутонію.

Наведені дані свідчать про те, що аварія на АЕС Fukushima - Daiichi за своїми радіаційними наслідками не набагато відстає від чорнобильської: загальний об'єм радіаційного викиду з АЕС Fukushima - Daiichi за попередніми оцінками складає близько 15% від викиду Чорнобильської аварії за той же проміжок часу. За міжнародною шкалою INES, об'єднані в загальну подію, аварії на блоках № 1-4 АЕС Fukushima - Daiichi були кваліфіковані аналогічно Чорнобильській АЕС 7-м рівнем - "велика аварія".

У ситуації, що склалася внаслідок аварії на АЕС Fukushima - Daiichi дуже своєчасними виявилися заходи щодо зм'якшення і ліквідації наслідків аварії для екологічної безпеки і захисту населення. Серед них можна виділити такі:

1. У післяаварійний період виконана низка важливих організаційних заходів [2]. Компанія TEPCO - оператор АЕС Fukushima - Daiichi - перейшла під контроль японського уряду після одержання державних інвестицій в розмірі близько 13 млрд. дол. Зокрема, здійснюватиметься державний контроль, за ходом ліквідації наслідків, впритул до демонтажу реакторів, за проведенням дезактивації, виплатами компенсацій тощо

Розроблений довгостроковий (на 40 років) багатоетапний план дій і заходів ("дорожня карта") щодо зняття з експлуатації аварійних енергоблоків АЕС Fukushima - Daiichi, який здійснюватиметься реорганізованою компанією TEPCO або, в перспективі, спеціалізованою організацією із залученням близько 400 компаній-партнерів.

Узагальнений план "дорожньої карти" наведено в таблиці 1.

Таблиця 1. План "дорожньої карти"

Етап	Основні цілі етапу	Терміни виконання
0	Стабілізація "холодного" стану пошкодженого ядерного палива і значне зниження радіоактивного фону	$T_0 = 2012$ р.
1	Створення умов для початку видалення відпрацьованого палива зі сховища	$T_0 + 2$ роки
2	Вивезення палива і повна дезактивація усіх блоків; створення умов для видалення коріуму	$T_0 + 10$ років
3	Завершення видалення пошкодженого палива і повне виведення з експлуатації	$T_0 + 40$ років

Аналіз поточного стану промайданчика АЕС Fukushima - Daiichi дозволяє цілком обґрунтовано говорити про закінчення нульового етапу плану "дорожньої карти" вже через рік після великої аварії, в 2012 р. Виконання подальших етапів цілком реалістичне і за матеріально-технічним забезпеченням і термінами їх завершення.

2. Японська влада провела прямий моніторинг людей довкілля для

забезпечення оцінки доз і створила експертну групу для визначення і проведення обстеження здоров'я і оцінки впливу дози на жителів, включаючи тих, що живуть у зоні планової евакуації (Зона NW). Прямий моніторинг індивідуального опромінення і використання результатів моніторингу довкілля змогли допомогти в досягненні реалістичної оцінки доз для підвищення довіри населення і визначення індивідуальних медичних програм. Японські інструкції щодо радіаційного захисту відповідають рекомендаціям, затвердженими Міжнародною комісією з радіаційного захисту в публікації ICRP - 60 (1990). Межі дози для працівників встановлені в показниках Ефективної Дози (ED) 100 mSv за 5 років з максимумом 50 mSv за рік, а для жінок 5 mSv за 3 місяці. Для аварійних ситуацій еталонні рівні індивідуальної дози використовуються прийнятніше, ніж межі. Спочатку еталонний рівень індивідуальної дози був встановлений 100 mSv. Після оцінки аварійної ситуації влада вирішила збільшити еталонний рівень для індивідуальної дози до 250 mSv Ефективної Дози для суми зовнішніх і внутрішніх опромінь під час аварійного періоду. Це повинно було дати можливість проводити необхідні дії зм'якшення спільно із захистом працівників. Оператор ТЕРСО встановив менший еталонний рівень (200 mSv), щоб гарантувати виконання певних завдань.

Встановлені процедури і організаційні заходи для контролю опромінення працівників на АЕС Fukushima - Daiichi і J - Village

представляються ефективними щодо забезпечення високого рівня захисту в контексті екстремальних труднощів (зони серйозного зараження і дуже високі рівні потужності дози).

3. Своєчасними і ефективними виявилися заходи протирадіаційного захисту населення і довкілля, зроблені японською владою:

- евакуація з 20-кілометрової зони (близько 200 тис. осіб) і повна профілактика населення;

- моніторинг заборони приймання питної води, молока, овочів і інших продуктів з 75-кілометрової зони біля станції, а також профілактичні заходи для фермерських господарств щодо захисту тварин від радіонуклідів;

- моніторинг заборони рибної ловлі та іншої господарської діяльності в морі на території в радіусі 40 км від станції;

- у короткі терміни (4 місяці з моменту початку аварії) побудована захисна стіна, що відділяє спорудження станції від моря, відвертання потрапляння радіоактивних продуктів (у тому числі "забрудненої" в процесі аварії охолоджувальної води) в морську акваторію, а також укриття пошкоджених будов.

Проведені раніше заходи та заходи, що проводяться нині, дозволяють суттєво понизити дозу опромінення населення і вірогідність виникнення онкологічних захворювань в майбутньому. Звичайно, нині ще передчасно говорити про об'єктивних кількісних оцінок; проте, виходячи з досвіду і аналізу даних з ліквідації Чорнобильської аварії, можна припустити, що внаслідок розроблених заходів, дозові

навантаження на населення знижені не менше ніж в 4 - 5 разів. Так, вимірювання вмісту радіоактивного йоду в організмі більше 1000 дітей (у віці до 15 років) з префектури Фукусіма, виконані в липні 2011 р., визначили середню дозу опромінення щитовидної залози 0,04 мкЗв/год, а максимальну - 0,1 мкЗв/год (встановлена в Японії норма 0,2 мкЗв/год); а в процесі розвитку аварії в радіусі близько 4 км від АЕС концентрація радіоактивних ізотопів йоду-131 в три рази і більше перевищувала встановлені норми.

Слід зауважити, що несвоєчасно проведена йодна профілактика, заборона на споживання свіжого молока, молочних продуктів і деяких овочів, а також замовчування аварії, упродовж найбільш вирішальних для здійснення захисних заходів днів призвели до того, що під час Чорнобильської аварії на забруднених територіях у щитовидній залозі дітей і дорослих були сформовані біологічно значимі дози, що призвели до різкого збільшення частоти онкологічних захворювань. У цьому плані можна сказати, що сумний досвід Чорнобильської аварії щодо застосування захисних заходів, для населення Японії значною мірою був врахований.

Для оцінки можливих віддалених радіологічних наслідків Фукусимської аварії необхідно врахувати уроки Чорнобильської аварії і накопичену інформацію в галузі моделювання радіаційних ризиків, дозиметрії, наслідків дії радіації і громадської охорони здоров'я.

За даними ФГБУ МРНЦ Мінздравсоцразвитку Росії, дози опромінення, одержані ліквідаторами і населенням забруднених територій, становили [5]:

- ліквідатори- середня доза зовнішнього опромінення в 1980 р. 170 мЗв, середня доза за увесь період відновних робіт (1986-1990 рр.) - 100 мЗв;

- населення забруднених територій - при щільності забруднення ^{137}Cs менше 185 кБк/м² - 5 мЗв, при щільності більше 185 кБк/м² - 25 мЗв.

Оцінка величини надмірного відносного ризику (Excess Relative Risk) на 1 Гр (ERR/Гр) показала, що величина ERR/Гр була статистично значима на тимчасовому інтервалі перших 10 років після аварії на Чорнобильській АЕС (таблиця.2). Також слід підкреслити, що дозова залежність була виявлена у ліквідаторів, чий вік на момент опромінення перевищував 35 років.

Епідеміологічний аналіз радіаційних ризиків виявлення солідних раків у ліквідаторів (число ліквідаторів - 47141 людина, число виявлених за період спостереження з 1992 по 2008 рр. раків - 1634, середня доза зовнішнього опромінення - 107 мЗв) показав, що в діапазоні доз до 100 мЗв не виявлене підвищення частоти захворюваності солідними раками. Цей висновок відповідає висновками наукового комітету ООН з дії атомної радіації (НКДАР ООН) щодо відсутності радіаційних ризиків при дозах опромінення до 100 мЗв і має велике значення для забезпечення радіаційного захисту персоналу АЕС Fukushima - Daiichi.

Таблиця 2. Радіаційні ризики захворювання лейкозом серед ліквідаторів

Показник	Число випадків	Число людино-років	ERR/Гр	90% довірчий інтервал	P – value Статистична значимість результату
Усі випадки	111	1379580	0,44	-1,68; 2,56	>0,5
Період спостереження (p = 0,05)					
1986-1997	51	808018	4,98	0,59; 14,47	0,04
1998-2007	60	571562	-1,64	-2,55; 0,57	0,2
Вік при опроміненні, роки (p<0,001)					
[18-35]	50	631767	-1,56	-2,34; 0,88	0,25
[35-65]	61	747813	4,76	0,30 ; 11,65	0,05

Слід також підкреслити, що в діапазоні доз опромінення щитоподібної залози до 100 мЗв не отриманий статистично значимий відносний ризик захворюваності раком щитоподібної залози. Ці дозові межі також важливі для оптимізації радіаційного захисту дитячого населення після аварії на АЕС Fukushima - Daiichi.

Прогноз радіологічних наслідків аварії на АЕС Fukushima-daiichi проводився за математичними моделями згідно з Рекомендаціями Міжнародної комісії з радіаційного захисту (МКРЗ) від 2007 року (103 Публікація) [6]. Для аналізу адекватності цих моделей було проведено порівняння радіаційно-обумовленої захворюваності раком щитоподібної залози після аварії на Чорнобильській АЕС (фактичні дані НРЕР) і результати, отримані по моделі МКРЗ. Значення етіологічної долі за фактичними чорнобильськими даними (44,4%) і оцінка по моделі МКРЗ (35,9) знаходяться в задовільному рівні узгодженості [5].

Процедура прогнозування радіаційно-індукованої захворюваності наслідків аварії на АЕС Fukushima - Daiichi базується на

даних про чисельність і половікову структуру популяції, що піддалася радіаційному впливу, а також щодо дози цієї дії. Розраховувався довічний атрибутивний ризик, тобто вірогідність радіаційно-індукованого захворювання впродовж майбутнього життя. Для цього використовувалася комбінація моделей абсолютного і відносного ризику, дані щодо спонтанного захворювання, функція "дожиття". Дві останні характеристики істотно залежать від популяції.

Функція "дожиття" - це вірогідність, що людина, яка народилася (вік - 0 років), доживе до деякого віку. Для чоловіків ця вірогідність майже завжди менша, ніж для жінок. Функції "дожиття" можуть значно розрізнятися для різних популяцій. Наприклад, вірогідність того, що японський чоловік доживе до 81 року, рівна 0,5. Іншими словами, половина японських чоловіків доживе до цього віку. В Україні половина чоловіків доживає тільки до 64 років.

Дані про спонтанну онкологічну захворюваність жителів Японії були отримані з сайту National Cancer Center [5]. Захворюваність солідними

раками в Японії має яскраво виражений гендерний характер, особливо в старших вікових групах.

Математичні моделі радіаційного ризику, дані про спонтанну захворюваність і функцію "дожиття" дозволяють розрахувати коефіцієнти довічного атрибутивного ризику. Ці коефіцієнти залежать від статі і віку при опроміненні. Наприклад, якщо японський хлопчик у віці 1 року отримає дозу опромінення 10 мЗв, то вірогідність, що він впродовж майбутнього життя захворіє радіаційно-індукованим солідним раком, складає $150/10000 = 1,5\%$. Для японських жінок коефіцієнти довічного атрибутивного ризику приблизно в 1,5 разу більше, ніж для

чоловіків.

Рівні (دوزи) радіаційної дії являються найважливішою складовою даних, необхідних для коректного прогнозу. Оцінку річних доз зовнішнього опромінення надрукувало на своєму вебсайті японське Міністерство освіти, культури, спорту, науки і технології (MEXT).

Отримані, з урахуванням даних MEXT та Інституту радіаційного захисту і ядерної безпеки (IRSN), прогнозовані оцінки радіологічних наслідків аварії на АЕС Fukushima - Daiichi на основі моделей МКРЗ дають такі результати (таблиця. 3) [5].

Таблиця 3. Прогноз радіаційно-індукованої захворюваності солідними раками серед населення, що мешкає на забруднених територіях (виключаючи 20-кілометрову зону)

Річна доза зовнішнього опромінення, мЗв	5-10	10-15	16-50	50-100	100-500
Населення, люд.	292000	43000	21100	3100	2200
Кількість радіаційно-індукованих солідних раків	150	39	48	16	45
Етіологічна доля, %	0,2	0,3	0,7	1,5	5,6

На територіях, де річна доза опромінення складе 5 - 10 мЗв, можна чекати 150 додаткових випадків солідних раків. Етіологічна доля радіаційно-індукованих солідних раків складе 0,2%. Найвища етіологічна доля - 5,6% - буде в найбільш забрудненій області.

Висновки

Уроки і досвід подолання катастрофічних екологічних наслідків Чорнобильської аварії значною мірою був врахований при ліквідації наслідків аварії на АЕС Fukushima -

Daiichi. Своєчасні і ефективні заходи радіаційного захисту населення і довкілля, зроблені японською владою, дозволили істотно понизити дозові навантаження на населення (не менше чим в 4 - 5 разів) і вірогідність виникнення онкологічних захворювань у майбутньому.

Аналіз накопиченої після аварії на ЧАЕС інформації в області дозиметрії і медичних наслідків дії радіації на населення забруднених територій і ліквідаторів показав передбачувану межу дози опромінення, за якою не одержаний статистично значимий ві-

дносний ризик спонтанних онкологічних захворювань.

Показано, що високий рівень верифікації математичних моделей прогнозу радіаційного ризику згідно з Рекомендаціями МКРЗ (103 Публікація) з урахуванням даних наслідків аварії на ЧАЕС, дозволяє провести на їх основі прогнози

оцінки можливих віддалених радіологічних наслідків аварії на АЕС Fukushima - Daiichi.

Наведені оцінки ризиків радіологічних наслідків аварії на АЕС Fukushima - Daiichi носять попередній характер з огляду на неповноту основних дозиметричних і демографічних даних.

Література

1. Скалозубов В.И., Ключников А.А., Ващенко В.Н. Яровой С.С. Анализ причин и последствий аварии на АЭС Fukushima как фактор предотвращения тяжелых аварий в корпусных реакторах // НАН Украины, ИПБ АЭС НАНУ.- Чернобыль – 2012 г. – 280 с.
2. The Overview of OECD/NEA Benchmark Study of the Accident at the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Station (BSAF) Project/Masanori Naito, Fu the Fukushima-Daiichi Nuclear mihisa Nagase, Andrew Whites – The Institute of Applied Energy (JA), Japan Atomic Energy Agency (JAEA), OECD/NEA -6th European meeting on Severe Accident Research (ERMSAR - 2013). Avignon (France), Palats des Papes.- 2-4 October, 2013.
3. Авария на АЭС «Фукусима-1»: оперативный прогноз и оценка радиационных и радиологических последствий// Р. В. Арутюнян, О. А. Павловский, С. В. Панченко, С. Н. Красноперов, Е. Л. Серебряков // Труды ИБРАЭ РАН. Авария на АЭС «Фукусима-1»: опыт реагирования и уроки.- Вып.13. – 2013 г. – С.15-67.
4. Повышение экологической безопасности атомной энергетики Украины в постфукусимский период: монография / В.И. Скалозубов, В.Н. Ващенко, Т.В. Габлая, А.А. Гудима, Т.В. Герасименко, И.Л. Козлов; под ред. В.И. Скалозубова; НАН Украины, ИПБ АЭС НАНУ. – К.: «А.С.К.», 2013. -128 с.
5. Иванов В.К., Кашеев В.В., Чекин С.Ю. и др. Уроки Чернобыля и Фукусима: прогноз радиологических последствий. // Радиация и риск. -2011.- Т. 20.- № 3.- С. 6-15.
6. International Commission on Radiological Protection. The 2007 Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 103 // Annals of the ICRP. 2007. V. 37 (2-4). Elsevier, 2007.

УДК 615.47:658.588.8 (045)

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ БІОМЕДИЧНОЇ АПАРАТУРИ ЗА ТЕХНІЧНИМ СТАНОМ

Кучеренко В.Л.

Національний авіаційний університет
просп. Космонавта Комарова, 1, 03680м. Київ
bikam_nau@mail.ru

Показано вплив іонізуючого випромінювання на навколишнє середовище. Проведено аналіз існуючої стратегії ремонту біомедичної апаратури. Визначено фактори, які впливають на рівень якості технологічного процесу ремонту біомедичної апаратури. Показано шляхи вдосконалення існуючої системи ремонту біомедичної апаратури. Для забезпечення необхідного рівня якості технологічного процесу ремонту біомедичної апаратури запропоновано структуру перспективної системи ремонту за фактичним технічним станом. **Ключові слова:** іонізуюче рентгеновське випромінювання, екологічна безпека, рівень якості, технічний стан, технологічний процес ремонту, експлуатація, біомедична апаратура.

Экологические аспекты эксплуатации биомедицинской аппаратуры по техническому состоянию. Кучеренко В.Л. Показано влияние ионизирующего излучения на окружающую среду. Проведен анализ существующей стратегии ремонта биомедицинской аппаратуры. Определены факторы, которые влияют на уровень качества технологического процесса ремонта биомедицинской аппаратуры. Показаны пути совершенствования существующей системы ремонта биомедицинской аппаратуры. Для обеспечения необходимого уровня качества технологического процесса ремонта биомедицинской аппаратуры предложена структура перспективной системы ремонта по фактическому техническому состоянию. **Ключевые слова:** ионизирующее рентгеновское излучение, экологическая безопасность, уровень качества, техническое состояние, технологический процесс ремонта, эксплуатация, биомедицинская аппаратура.

Ecological aspects of exploitation of biomedical apparatus after the technical state. Kucherenko V.L. Influence of ionizing radiation is shown on an environment. The analysis of existent strategy of repair of biomedical apparatus is conducted. Factors that influence on the level of quality of technological process of repair of biomedical apparatus are certain. The ways of perfection of the existent system of repair of biomedical apparatus are shown. For providing of necessary level of quality of technological process of repair of biomedical apparatus the structure of the perspective system of repair offers after the actual technical state. **Keywords:** the ionizing x-rayed radiation, ecological safety, level of quality, technical state, technological process of repair, exploitation, biomedical apparatus.

Сучасні досягнення науки і техніки в біомедикотехнічній галузі дозволили до природних електромагнітних полів новий екологічний фактор. Проблема взаємодії людини і електромагнітних випромінювань є актуальною. Постійно збільшується чисельність людей, які контактують з

надмірними рівнями енергії електромагнітних полів, одночасно збільшується захворюваність населення, яке проживає в зоні розповсюдження радіохвиль. Розвиток телекомунікаційних технологій, біомедичної апаратури для лікування та діагностики, доплерівських систем вимірювання

швидкості на автошляхах призвели до широкого освоєння короткохвильової частини радіочастотного спектра. Вплив радіохвиль на людину може бути як патологічний, так і лікувальний. В медичній практиці широко використовуються прилади, фізіологічний ефект яких базується на дії високочастотних та надвисокочастотних полів на органи людини. При цьому медичні працівники, професійно пов'язані з джерелом електромагнітного випромінювання, підпадають під його несанкціоновану дію.

Одним із фізичних чинників навколишнього середовища, який здатний негативно впливати на здоров'я людини, є іонізуюче випромінювання природного або техногенного походження. Серед техногенних джерел іонізуючого опромінення на сьогодні людина найбільш опромінюється під час медичних процедур та лікування, пов'язаних із застосуванням радіоактивності та джерел радіації. Радіація використовується в медицині як у діагностичних цілях, так і для лікування. Одним із найпоширеніших медичних приладів є рентгенівський апарат. Також все більше поширюються і нові складні діагностичні методи, що спираються на використання радіоізотопів.

Для зменшення дози випромінювання на навколишнє середовище та на населення необхідно підтримувати апаратуру в справному технічному стані та здійснювати не періодичний, а постійний контроль її технічного стану протягом всього періоду експлуатації, тобто мова йде про експлуатацію за фактичним технічним станом. Існуюча методика поточного контролю не дозволяє об'єктивно

оцінити, чи забезпечує воно потрібний рівень якості, наприклад, рентгенологічних досліджень, тобто отримання необхідної для діагностики якості зображень при неперевіщенні встановлених допустимих рівнів опромінення пацієнта.

На сучасному рівні розвитку біомедикотехнічної галузі в медико-біологічних закладах інтенсивно впроваджується сучасна біомедична апаратура (БМА) із функціями опромінення. Біомедична апаратура – це синтез біотехнічних та медичних комплексів, призначених для діагностування, лікування та реабілітації людини. Як свідчить досвід експлуатації БМА, ефективність діагностування стану здоров'я пацієнтів залежить від технічного стану та якісного ремонту БМА. Процес вирішення задачі ефективного ремонту є складним через використання БМА як вітчизняних, так і зарубіжних виробників, які не в повній мірі забезпечують експлуатаційну технологічність для оцінювання працездатності, діагностування та прогнозування технічного стану БМА, що знижує рівень якості виконання ремонтних робіт. На сьогодні застосовуються застарілі технології ремонту, яким властиві недоліки, уникнути яких можна при зміні стратегії ремонту. Рівень ефективності БМА залежить від ступеня її готовності до виконання своїх функцій, що визначається рядом властивостей та факторів, якими є надійність, прийнята система ремонту, кваліфікація обслуговуючого персоналу, модернізація існуючої системи ремонту. Суттєвого значення набуває процес модернізації системи ремонту, що може бути досягнуто за рахунок підвищення рівня якості виконання ремонтних робіт в технологіч-

ному процесі (ТП). Аналіз функціонування сервісних центрів показує, що вдосконалення якості ремонту значною мірою може бути досягнуто шляхом впровадження у ТП прогресивних технологій, які базуються на методах та засобах автоматизації [1,2].

Основна частина

У статті наведено результати аналізу існуючої системи ремонту та запропоновано організаційну структуру перспективної системи ремонту за фактичним технічним станом. Процес ремонту БМА на сьогодні здійснюється за принципом «по напрацюванню» або за «фактом відмови». Застосування стратегії ремонту за напрацюванням означає, що виріб, який поступає на ремонт, незалежно від його фактичного технічного стану (ТС), підлягає розбиранню в обсязі, передбаченому раніше заданим переліком обов'язкових робіт. Аналогічно здійснюється і діагностування. Залежно від обсягу ремонту, глибини розбирання та ступеня відновлення ресурсу в рамках стратегії ремонту за напрацюванням розрізняють такі види ремонту – мілкий (обслуговування), середній та капітальний, хоча чіткої межі між обсягами середнього та капітального ремонтів не існує [3]. Такій стратегії ремонту властивий основний недолік, який полягає у невідповідності обсягів ремонтних робіт, що проводяться для відновлення втраченого ресурсу БМА. І як результат – проведення в умовах інформаційної невизначеності щодо технічного стану БМА завищеного або заниженого обсягу ремонтних робіт. У першому випадку має місце збільшення часу ремонтних робіт, у другому – повер-

нення БМА на повторний ремонт після етапу вихідного контролю ТП ремонту. За результатами досліджень останніх років, а також з урахуванням положень Державного стандарту [4] сформована структура системи ремонту та обслуговування БМА, яка базується на впровадженні ТП комплексного технічного обслуговування. Комплексне технічне обслуговування включає сукупність організаційно-технічних заходів та робіт по забезпеченню працездатного стану БМА, являє собою єдиний ТП і включає такі види робіт: контроль ТС, технічне обслуговування, поточний ремонт, метрологічна підготовка БМА до державної повірки [5]. Система технічного обслуговування та ремонту БМА ґрунтуються на систематичному контролі та обліку ТС виробів у процесі їх експлуатації для визначення виду ТС виробу: справність або несправність; працездатність або непрацездатність; досягнення або не досягнення граничного стану. За результатами контролю ТС виробу приймається рішення щодо проведення ТО, калібрування, ремонту або зняття з ТО виробів БМА. Технічне обслуговування стаціонарного БМА здійснюється на місці його установки в лікувально-діагностичних закладах. Відповідно до [4], контроль технічного стану (КТС) класифікується на: КТС перед використанням (експлуатацією); поточний КТС; плановий КТС. Ці КТС різняться за обсягом, періодичністю проведення і залежно від призначення проводяться лікувальним і технічним персоналом лікувального закладу або фахівцями сервісної організації.

За результатами проведеного аналізу виробничої діяльності вітчизняних підприємств, що здійснюють ремонт БМА, можна відмітити такі основні ознаки, які знижують рівень якості сучасних ТП ремонту [6]:

– низький рівень автоматизації виробничих технологій, що не дає можливість забезпечити необхідний рівень об'єктивної оцінки ТС БМА;

– невідповідність обсягу ремонтних робіт фактичному ТС виробів, що призводить до зниження рівня рентабельності виробничої технології.

Суттєвим недоліком, що знижує якість ТП ремонту БМА, які експлуатуються в діагностичних центрах, лікарнях на сьогодні, є ремонт БМА через раніше заплановані інтервали календарного часу або напрацювання без урахування його фактичного ТС. За результатами аналізу існуючої системи ремонту БМА можна зробити такі висновки:

– не доцільно дозволяти підвищувати ефективність експлуатації БМА з причин низької продуктивності ТП ремонту, низького рівня якості ремонтних робіт, недосконалості інформаційних технологій;

– низький рівень адаптації до рівня розвитку БМА пов'язаний з недосконалістю виробничих технологій (методи та засоби контролю ТС не відповідають рівню контролепридатності БМА).

Для забезпечення необхідного рівня якості ТП ремонту БМА доцільно перейти на новий рівень експлуатації, методи та засоби якої базуються на використанні інформаційного ресурсу щодо результатів оцінювання фактичного ТС БМА. Ремонт БМА також буде здійснюватись за фактичним ТС. При стратегії ремонту за фактичним

ТС перелік операцій із розбирання та відновлення працездатності визначається за результатами діагностування виробу в момент початку ремонту. На відміну від стратегії ремонту за напрацюванням перелік обов'язкових робіт при ремонті за фактичним ТС містить тільки вказівки щодо обсягу діагностування та деяких допоміжних робіт, які забезпечують його проведення. Обсяг власне ремонту повністю залежить від результатів отриманої при діагностуванні оцінки ТС виробу, який поступив на ремонт. Ремонт за ТС базується на тому, що в даному конкретному виробі здійснюються тільки ті роботи, які необхідні для підтримки його післяремонтної надійності на заданому рівні. На сьогодні в системі ремонту БМА створилася проблемна ситуація, щодо необхідності переходу з умов ризику та невизначеності до умов повної визначеності управлінських рішень, що може бути здійснено при переході на ремонт за ТС [7]. Реалізація методу ремонту БМА за ТС полягає у формуванні структури перспективної системи ремонту, яка включає не тільки ремонтні підприємства (РП) (заводи-виробники), а й експлуатаційні підприємства (ЕП). Впровадження новітніх технологій ремонту – інформаційної та виробничої – забезпечує перехід на експлуатацію за ТС. Інформаційна технологія складає основу комп'ютеризованої інформаційної системи (КІС), а виробнича технологія – основу автоматизованого ТП ремонту [8]. Блоки БМА як об'єкти ремонту поділені на два потоки: один спрямований із ЕП до РП, другий – із РП до ЕП. Обсяг ремонтних робіт поділяються як роботи мілкового ремонту (обслуговування), середнього і капітального. Для забезпечення ефе-

ктивності кожного з видів ремонту при переході на ремонт за ТС використовується інформаційний ресурс щодо фактичного ТС БМА. Аналіз техніко-економічних характеристик процесу застосування методу ремонту за ТС показує, що саму систему ремонту БМА доцільно організувати за такою структурою: обсяги мілкового і середнього ремонту (обслуговування) виконувати в ЕП, а обсяги капітального ремонту – на спеціалізованих РП або заводах-виробниках (ЗВ) [9]. Складові функціональні блоки БМА класифікуються як демонтвані вироби (ДВ). На ЕП (1) відбувається обслуговування поточне (або за фактичним ТС) (2) і планове технічне обслуговування ДВ (3). Висновок щодо доцільності ремонту в умовах ЕП чи РП здійснюється на основі обробки результатів вимірювання засобами автоматизованої оцінки ТС (АОТС) (4), які поступають в КІС (10). Для розрахунків доцільності ремонту на РП або ЕП вводиться коефіцієнт ефективності ремонту

$K_{\text{ефр}}(R^{\text{ДВ}})$ (5). На даному етапі також приймається рішення про доцільність подальшого ремонту блоку або його відбракування (7). Після цього ДВ проходять перевірку на етапі автоматизованого технічного контролю (9) і повертаються на місце експлуатації. Якщо вироби на етапі (9) визнані несправними, то вони повертаються на повторний ремонт (26). Функцію автоматизації на етапах (5, 8, 9) виконує автоматизований комплекс, до складу якого входить КІС. Вироби другого складового потоку направляються для ремонту на РП (11). Для КІС джерелами інформації являються: автоматизований комплекс, який здійснює оцінку ТС; статистичні дані щодо відмов (19); інформація про ТС, що поступає з РП (11). Враховуючи викладене, а також ситуацію, що в процесі обслуговування оцінку ТС проходять практично всі ДВ, доцільно КІС проектувати і застосовувати в умовах ЕП.

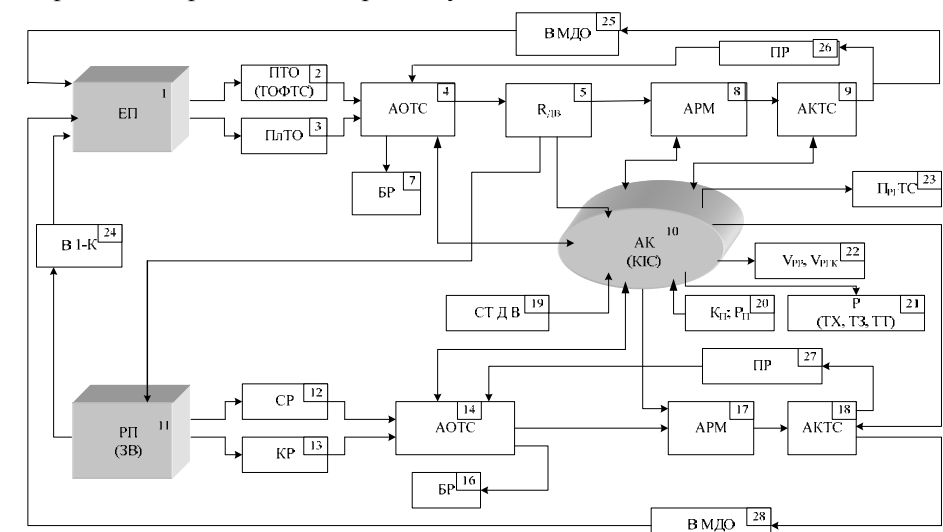


Рис. 1. Структура системи ремонту БМА за фактичним ТС

Маючи в своєму розпорядженні довготривалу інформацію про ТС ДВ БМА, можна вирішити ряд важливих для системи ремонту задач: планування ЗІП-ів, розрахунок обсягів ремонтних робіт V_{pp} і ремонтно-групових комплектів $V_{гк}$ для ЕП (22); визначення рівня контролепридатності та ремонтпридатності (20); розробка рекомендацій для біомедикотехнічної галузі (21); прогнозування ТС БМА (23). Впровадження засобів автоматизації забезпечує необхідну якість виконання ремонтних робіт, що позитивно позначається на забезпеченні необхідного рівня ефективності експлуатації БМА. Потік ДВ з ЕП (1) поступає на РП (11), де здійснюється середній та капітальний ремонт. Автоматизована оцінка ТС ДВ (14) здійснюється автоматизованим комплексом (10). За обсягом ремонтних робіт і з урахуванням результатів оцінки ТС проводиться класифікація ДВ для виявлення блоків, ремонт яких проводити недоцільно – брак (16). Вироби, що залишилися, ремонтується на робочих місцях (17). При цьому ремонт проводиться відповідно встановлених обсягів V_{pp} (22). Довготривале накопичення інформації про використання ремонтних групових комплектів дозволяє проводити стратегію планування необхідного обсягу $V_{гк}$ (22). Відремонтовані ДВ проходять вихідну автоматизовану перевірку (18). При встановленні працездатного та справного станів блоки БМА повертаються на експлуатацію, а несправні – на повторний ремонт (27). Якість ТП ремонту досягається за рахунок оцінювання фактичного ТС, що передбачає впровадження новітніх методів та

засобів автоматизації виробничої технології [10].

Висновки

1. В результаті дослідження впливу іонізуючого рентгенівського випромінювання при експлуатації БМА встановлено необхідність здійснення поточного контролю дозоформуючих параметрів. Встановлено, що рівень якості виконання ремонтних робіт за сучасної стратегії ремонту БМА за принципом «по напрацюванню» або за «фактом відмови», не забезпечує необхідного рівня вірогідності медичного діагнозу та прогнозування ТС БМА.

2. Для забезпечення необхідного рівня якості ремонтних робіт в ТП доцільно перейти на прогресивний рівень ремонту, методи та засоби якого базуються на використанні інформаційного ресурсу щодо результатів оцінювання фактичного ТС БМА, що дозволить здійснювати поточний контроль технічного стану БМА та зменшити вплив іонізуючого випромінювання на пацієнтів та обслуговуючий персонал.

3. При проведенні тільки періодичного контролю технічного стану рентгенівських апаратів як різновиду БМА має місце невідповідність точності встановлення напруги або неможливість використання всього діапазону напруг. Внаслідок цієї несправності на деяких апаратах неможливо зробити якісні знімки поперекового відділу хребта та інших частин тіла. А занижені значення цього параметру можуть привести до значного (в рази) перевищення дози, отриманої пацієнтом.

4. При проведенні тільки періодичного контролю технічного стану рентгенівських апаратів має місце відхилення форми високовольтного імпульсу від необхідної. У разі виявлення такого дефекту інженерна служба може діагностувати несправність, зокрема відсутність фази при

формуванні випромінювання в рентгенівському пристрої живлення. Також форма імпульсу може пояснити чому при зміні напруги не збільшується радіаційний вихід як на пацієнтів і медичний персонал, так і на навколишнє середовище.

Література

1. Малиновский, А.В. Руководство по ремонту и техническому обслуживанию медицинской техники РМТ 59498076-03-2007/ А.В. Малиновский. – СПб.: Медтехника, 2007.–ТЗ., Ч.1. – 278 с.
2. Малиновский, А.В. Руководство по ремонту и техническому обслуживанию медицинской техники РМТ 59498076-03-2007/ А.В. Малиновский. – СПб.: Медтехника, 2007.–ТЗ., Ч.2. – 272 с.
3. Леонов, А.И. Основы технической эксплуатации бытовой радиоэлектронной аппаратуры/ А.И. Леонов, Н.Ф. Дубровский. – М. : Легпромбытиздат, 1991. – 272 с.
4. ГОСТ 15.601-98 Техническое обслуживание и ремонт техники. Основные положения. – К.: Госстандарт Украины, 2000. – 5 с.
5. Горбач А. Современная методика совершенствования технического обслуживания медицинского оборудования в практике лечебных учреждений/ А. Горбач // Медична техніка. – 2008. – № 3(4). – С. 95 – 99.
6. Кузовик В. Методика оцінювання рівня якості процесу ремонту медичного обладнання/ В.Кузовик, Л.Кошева, В.Кучеренко // «Метрологія та измерительная техника (МИТ 2011)» материалы Международной научно-технической конференции, г. Харьков, 10-13 октября 2011 г. – Вип. 6 (96). – С. 64-67.
7. Кузовик В. Новітні технології ремонту медичного діагностичного обладнання за фактичним технічним станом/ В.Кузовик, В.Кучеренко // Інформаційні технології та комп'ютерна інженерія. – 2012. – Вип. 3 (25). – С. 10-14.
8. Кучеренко В. Методика побудови новітнього технологічного процесу ремонту медичного діагностичного обладнання/ В.Кучеренко // Системи обробки інформації. – 2012. – Вип. 5 (103). – С. 38-41.
9. Кузовик В. Методика оцінки якості технологічного процесу ремонту електронного обладнання/ В.Кузовик, В.Кучеренко, О.Булигіна // Автошляховик України: окремий випуск. Вісник Центрального наукового центру ТАУ. – 2008. – Вип.11. – С. 93-97.
10. Кучеренко В. Автоматизована виробнича технологія ремонту для забезпечення якості експлуатації медичного діагностичного обладнання/ В.Кучеренко // Електротехнічні та комп'ютерні системи. – 2012. – Вип. 06 (82). – С. 216-220.

УДК 574:539.1.04:621.039.586

СУЧАСНИЙ СТАН ТЕХНОГЕННИХ РАДІОНУКЛІДІВ У БЛИЖНІЙ ЗОНІ ЧАЕС

Липська А.І., Ніколаєв В.І., Шитюк В.А., Куліч Н.В.

Інститут ядерних досліджень НАН України

пр-т Науки, 47, 03680, м. Київ

lypska@kinr.kiev.ua

Досліджено розподіл радіонуклідів по вертикальному профілю ґрунту на території ближньої зони ЧАЕС. Експериментально доведено, що основна активність радіонуклідів знаходиться в верхньому десятисантиметровому шарі ґрунту. Розраховано коефіцієнти накопичення рослинами радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr . Методом послідовного хімічного екстрагування визначено фізико-хімічні форми знаходження радіонуклідів в ґрунтах та рослинах. Встановлено, що в ґрунтах на слідах паливних випадіннь лише ~20 % радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr знаходяться в доступній для рослин формах, а інша частина – в невилугованих структурах паливних частинок. **Ключові слова:** радіонукліди, міграція, фізико-хімічні форми, радіоактивне забруднення, Чорнобильська зона відчуження.

Современное состояние техногенных радионуклидов в ближней зоне ЧАЭС. Липская А.И., Николаев В.И., Шитюк В.А., Кулич Н.В. Исследовано распределение радионуклидов по вертикальному профилю почвы на территории ближней зоны ЧАЭС. Экспериментально доказано, что основная активность радионуклидов находится в верхнем десятисантиметровом слое почвы. Рассчитаны коэффициенты накопления растительностью радионуклидов ^{137}Cs та ^{90}Sr . Методом последовательного химического экстрагирования определены физико-химические формы нахождения радионуклидов в почве и растительности. Установлено, что в почвах на следах топливных выпадений ~20 % радионуклидов ^{137}Cs та ^{90}Sr находятся в доступной для растений формах, а остальная часть – в невыщелоченных структурах топливных частиц. **Ключевые слова:** радионуклиды, миграция, физико-химические формы, радиоактивное загрязнение, Чернобыльская зона отчуждения.

Contemporary state of technogenic radionuclides in the nearest Chernobyl NPP zone. Lypska A.I., Nikolaev V.I., Shytiuk V.A., Kulich N.V. The distribution of radionuclides in the vertical soil profile on the nearest Chernobyl NPP zone of alienation. Experimentally showed that the main activity of radionuclides is concentrated in the topsoil (10 cm). Coefficients of radionuclides accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr by plants are estimated. The physicochemical forms of radionuclides in soil and plants was defined with using the method of sequential chemical extraction. It was established that the main content of ^{137}Cs and ^{90}Sr in soils are represented in non-exchange and fixed forms, and only ~20% of radionuclides - biologically available forms and the rest - in unleached structures of the fuel particles. **Keywords:** radionuclide, migration, physicochemical forms, Chernobyl exclusion zone, radioactive contamination.

Внаслідок аварійного викиду на ЧАЕС величезна кількість радіоактивного забруднення у різних фізико-хімічних формах потрапила в навколишнє середовище, що призвело до радіоактивного забруднення значних територій України. Основ-

ним джерелом поверхневого забруднення Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) є різні види техногенних новоутворень: радіоактивні частинки змішаного складу, радіоактивні аерозолі та інші. Істотний внесок у

забруднення 10-км зони вносять паливомісткі частинки. За час після аварії радіоактивні випадіння суттєво трансформувались під впливом природно-кліматичних факторів, фізико-хімічних перетворень та деструкції паливних частинок, що призводить до збільшення мобільних і біологічно доступних форм радіонуклідів.

Відомо [1-3], що співвідношення мобільних і фіксованих форм радіонуклідів у ґрунтах визначає їх поведінку в наземних екосистемах. Кількісне визначення міграційно-активних форм техногенних радіонуклідів в ЧЗВ становить актуальну наукову та практичну задачу.

Мета роботи – дослідити міграцію техногенних радіонуклідів аварійного викиду та визначити фізико-хімічні форми знаходження радіонуклідів в ґрунтово-рослинних комплексах ближньої зони ЧАЕС.

Матеріали та методи досліджень

Комплексні радіоекологічні дослідження включали польові, лабораторні та γ - і β -спектрометричні. Об'єктами досліджень були зразки ґрунту, рослинності та лісової підстилки. Відбір зразків проводили на території природних полігонів ближньої зони ЧАЕС в 2012-2013 рр., з одночасним дозиметричним обстеженням території. Характер і величину вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунтовому профілі вивчали пошарово 0-2 см, 2-4 см, 4-7 см, 7-10 см, 10-15 см, 15-20 см, 25-30 см. Ґрунт відбирали методом конверту за допомогою розбірного пробовідбірника. Точки відбору проб

рослин були прив'язані до точок відбору проб ґрунтів для визначення коефіцієнта накопичення радіонуклідів (K_n) [4]. Після стандартної лабораторної підготовки зразків ґрунту та рослинності проводили їх γ - та β -спектрометрію.

Форми знаходження радіонуклідів у ґрунтах та рослинності визначали за методом послідовного хімічного екстрагування [5, 6]. Екстракцію фракцій радіонуклідів в пробах ґрунту проводили в наступній послідовності: дистильованою H_2O (водорозчинна форма), 1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (обмінна і легкорозчинна форма), 1М HCl (рухлива), 6М HCl (кислоторозчинна). Зв'язок радіонуклідів з органічною речовиною ґрунту вивчали за методом [7]. Внаслідок послідовного хімічного екстрагування ми отримували 5 рідких фракцій та твердий залишок. Співвідношення твердої та рідкої фаз для ґрунту становило 1:5, для рослин 1:10. У рослинах визначали такі форми: обмінно-адсорбційну, органічну та мінеральний залишок [8, 9]. Радіонукліди, що перейшли в контактний розчин, відносили до "рухливих" форм, а ті, що залишились в мінеральному залишку, до "необмінних".

Вимірювання радіоактивних зразків проводили на γ -спектрометрі CANBERRA та β -спектрометрі «СЕБ-50». Обробку спектрів здійснювали за програмою WINSPECTRUM та модифікованою програмою «Beta fit» [10]. Похибка вимірювання значень активностей γ -випромінювання не перевищувала 5-7%, а β – 15 – 20 %.

Результати досліджень

Дослідний полігон Янів розташований на відстані ~ 3 км від аварійного енергоблоку ЧАЕС, територія його є неоднорідним рельєфом, місцями зустрічались зниження. На полігоні переважають дерново-слабопідзолисті піщані ґрунти. Кислотність ґрунтів на реперних ділянках була рН=5,5-6,0, травостій на пониженнях густий, в основному, осоковий, на сухих місцях – злакова рослинність та зарослі вересу.

На території спостерігали значну плямистість забруднення радіоактивними викидами, потужність експозиційної дози γ - випромінювання була в межах від 600 до 5000 мкР/год.

Питома активність ^{137}Cs , ^{90}Sr та ^{241}Am поверхневого шару ґрунту в різних точках відбору відрізнялась у 4-6 разів. Це пов'язано зі складними фізико-хімічними процесами, що відбувались в аварійному реакторі і обумовили нерівномірний характер розсіювання радіоактивних елементів та їх сполук на прилеглу територію [11, 12].

На основі даних спектрометричних досліджень проб ґрунту розраховано щільність забруднення території: ^{137}Cs $13 \div 62$ МБк/м², ^{90}Sr $2,7 \div 15,6$ МБк/м², ^{241}Am $0,5 \div 1,6$ МБк/м².

Досліджено вертикальний розподіл радіонуклідів у ґрунтах (рис.1).

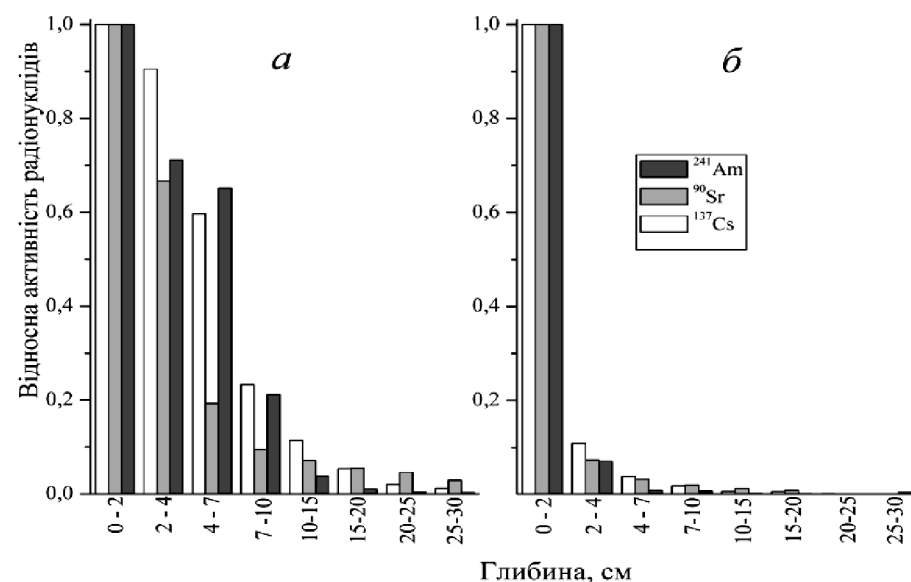


Рис.1. Вертикальний розподіл радіонуклідів у ґрунтах з різним типом зволоження відносно верхнього шару (0 - 2 см): а) вологий ґрунт (низина); б) сухий ґрунт (пагорб)

З рисунку 1 видно, що основна активність радіонуклідів на пагорбах все ще сконцентрована в поверхне-

вому шарі ґрунту (0-2 см), а на пониженнях - в десятисантиметровому шарі.

Зі збільшенням ступеня зволоження ґрунтів глибина проникнення радіонуклідів суттєво збільшується. В зволжених місцях на глибині 20-30 см знаходиться 1-5% ^{137}Cs , 2-8% ^{90}Sr та 0,3-0,8% ^{241}Am від загальної активності в ґрунті. На сухих ділянках менше одного відсотка активності перемістилось на глибину 30 см. За експериментальними даними основний вміст радіонуклідів сконцентрований в кореневмісному горизонті ґрунту, що свідчить про низькі темпи вертикальної міграції радіонуклідів.

Таблиця 1. Постійна міграційної здатності радіонуклідів у ґрунтах

Радіонуклід	λ (см-1)	
	Пагорб	Низина
^{137}Cs	0,60	0,30
^{90}Sr	0,62	0,45
^{241}Am	0,70	0,33

Для прогнозової оцінки вертикальної міграції по профілю ґрунту слід використовувати λ та активність радіонуклідів A_0 в поверхневому шарі ґрунту.

Досліджено особливості накопичення радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr рослинами - типовими представниками досліджуваної території (*Carex L.*, *Stipa L.*, *Calluna vulgaris L.*). Вміст ^{137}Cs в рослинах був в межах 280 – 870 кБк/кг, а ^{90}Sr змінювався від 252 до 575 кБк/кг. У *Calluna vulgaris L.* у пробах надземної фітомаси реєстрували найвищі концентрації радіонуклідів ^{90}Sr та ^{137}Cs . Це, ймовірно, зумовлено тим, що верес багаторічна рослина, коріння якого тісно оплетене мікоризою. Деякі мікоризні гриби відіграють ключову роль у мінераль-

Розподіл радіонуклідів по вертикальному профілю ґрунту досить точно описується експоненційною залежністю: $A(x) = A_0 \times \exp(-\lambda x)$, де A_0 - активність радіонукліда у верхньому шарі ґрунту (кБк/кг); $A(x)$ - активність радіонукліда у дослідному шарі ґрунту (кБк/кг); λ - постійна, що характеризує міграційну здатність радіонукліда і залежить від фізико-хімічних властивостей радіонукліду та типу ґрунту; x - глибина (см). Визначено значення λ для окремих радіонуклідів (табл.1).

ному живленні судинних рослин, інтенсифікують надходження радіонуклідів у складі поживних речовин до вищих рослин, які знаходяться в симбіозі з грибами.

Система “ґрунт-рослина” є найбільш важливою ланкою в біологічних ланцюгах міграції радіонуклідів. Вміст радіонуклідів у рослинності визначається як загальним вмістом їх у ґрунті, так і кількістю мобільних форм, а також біологічною особливістю рослин. Інтенсивність переносу радіонуклідів з ґрунту в рослини оцінювали за величиною коефіцієнтів накопичення K_n (відношення питомої активності радіонукліда в надземній частині рослини до питомої активності у ґрунті), результати розрахунків представлені в таблиці 2.

Таблиця 2. Коефіцієнти накопичення радіонуклідів різними видами рослин

Вид	K_H	
	^{137}Cs	^{90}Sr
<i>Carex L.</i> Осока	0,21	0,58
<i>Stipa L.</i> Ковила	0,40	0,55
<i>Calluna vulgaris L.</i> Верес	0,91	1,37

Показано, що рослини накопичують ^{90}Sr більш інтенсивно (K_H ^{90}Sr більше в 1,3-2,7 рази, ніж ^{137}Cs). За рівнем зростання K_H ^{137}Cs рослини складають ряд: верес > ковила > осока, а ^{90}Sr - верес > осока > ковила. Величина K_H визначається видовою приналежністю рослин, типом ґрунту, на якому вони зростають, та вмістом радіонуклідів у ґрунті.

За методом послідовної екстракції визначено форми знаходження радіонуклідів у ґрунтах на слідах паливних випадіннь. Встановлено, що основний вміст ^{137}Cs та ^{90}Sr у ґрунтах перебуває в необмінних та

фіксованих формах і лише ~20 % радіонуклідів - у біологічно доступних формах. У таблиці 2 наведено розподіл форм радіонуклідів у ґрунтах. Такий розподіл, ймовірно, зумовлений тим, що значна частка радіонуклідів у ґрунтах все ще знаходиться в складі паливних частинок і слабо вилугується контактними розчинами. Результатами досліджень встановлено, що значна частка радіонуклідів у ґрунтах перебуває в необмінному стані і найближчим часом не буде включатися в процеси перерозподілу.

Таблиця 3. Форми радіонуклідів у ґрунтах дослідного полігону

Форми радіонуклідів	^{137}Cs , %	^{90}Sr , %	^{241}Am , %
Водорозчинна	0,20 ± 0,01	0,25 ± 0,05	0,5 ± 0,2
Обмінна	0,31 ± 0,02	9,35 ± 0,8	1,0 ± 0,5
Пов'язана з органічною речовиною	0,49 ± 0,03	2,4 ± 0,45	7,0 ± 0,2
Рухома	2,5 ± 0,5	7,5 ± 0,7	45 ± 5
Кислоторозчинна	12,5 ± 1,5	2,5 ± 0,5	20 ± 2
Твердий залишок	84 ± 5	78 ± 8	26,5 ± 3

Слід зазначити, що у приповерхневих шарах ґрунту (2-5 см) спостерігали збільшення в 2-4 рази легкодоступних форм радіонуклідів ^{90}Sr , ймовірно, за рахунок переміщення міграційноактивних форм. Щодо ^{137}Cs та ^{241}Am , то такі зміни не реєструвалися.

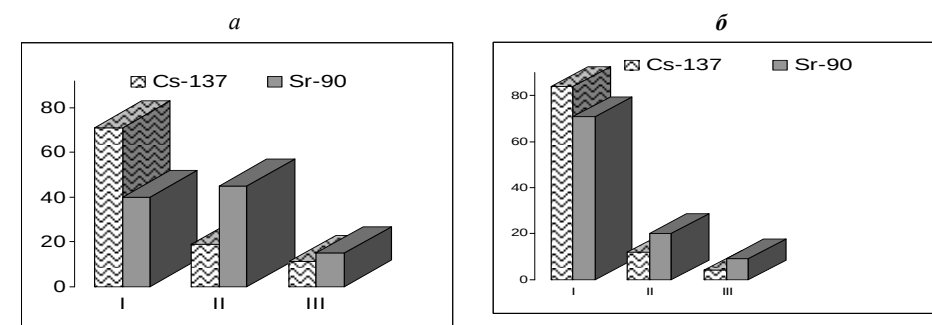
Проведено лабораторні дослідження процесів вилугування радіонуклідів з проб ґрунту розчина-

ми різного складу. У якості контактних розчинів використовували нерадіоактивні водні настої листяного опаду (pH=5,5) та хвої (pH=4,7), а також дистильовану воду (pH=6,8). Максимальну ступінь вилугування радіонуклідів з ґрунту відмічали при використанні водної витяжки листяного опаду. Питома активність радіонуклідів у водних витяжках ґрунту зростає в ряду дистильована

вода < хвоя < листяний опад. Збільшення виходу (в 3-5 раз) радіонуклідів з ґрунту в контактний розчин (рослинні витяжки), ймовірно, зумовлено присутністю різних органічних кислот, що впливають на трансформацію хімічних сполук, до складу яких входять радіонукліди.

При проведенні спектрометричних досліджень екстрагованих

фракцій радіонуклідів з біомаси рослин встановлено, що в рослинах радіонукліди переважно знаходяться в обмінно-адсорбційній та органічній формах (85-90%). Розподіл радіонуклідів по фракціях не залежав від питомої активності ^{137}Cs і ^{90}Sr в рослинах. На рис. 2 представлено форми знаходження радіонуклідів в рослинах.

Рис. 2. Форми знаходження ^{137}Cs та ^{90}Sr в рослинах: I - обмінно-адсорбційна; II - органічна; III - мінеральний залишок; а) верес; б) осока.

Отже, значна частка радіонуклідів після відмирання рослин може активно включатись у кругообіг речовин як абіогенний, так і біогенний.

Досліджено вміст радіонуклідів у лісовій підстилці. Активність ^{137}Cs в підстилці у різних місцях відбору була в межах 474 - 790 кБк/кг, а активність ^{90}Sr змінювалась від 400 до 600 кБк/кг. Активність лісової підстилки перевищувала активність ґрунту на різних ділянках від 1,5 до 4,0 разів.

У модельних експериментах досліджено залежність виходу водорозчинних форм радіонуклідів з лісової підстилки від часу вилугування. У якості контактної речовини використовували дистильовану воду (імітатор дощової). Протягом 15 діб спо-

стерігали поступове зростання сумарної активності радіонуклідів, що перейшли в контактний розчин. За час спостереження радіоактивність контактної речовини збільшилась майже в 2 рази. Отже, в лісних екосистемах, у низинах, де тривалий час може затримуватись дощова вода (опад), лісова підстилка стає істотним джерелом рухливих форм радіонуклідів. Радіонукліди, що вийшли з лісової підстилки у водний розчин, легко переміщуються за рахунок конвективного переносу до кореневмісного шару ґрунту і в подальшому вступають у біологічний кругообіг. Отже, тривала наявність вологи на поверхні ґрунту - важливий фактор, що впливає на вилугування та міграційну здатність радіонуклідів.

Висновки

У результаті проведених досліджень встановлено:

- територіальну нерівномірність забруднення дослідного полігону радіоактивними викидами;
- ізотопний склад техногенних радіонуклідів у ґрунтах і рослинності;
- основна активність радіонуклідів знаходиться в десятисантиметровому шарі ґрунту;
- у ґрунтах на слідах паливних випадін лише ~20 % радіонуклідів

^{137}Cs та ^{90}Sr знаходяться в доступній для рослин формах;

- у рослинах та підстилці переважають обмінно-адсорбційна та органічна форми (85-90 %), що являють собою додаткове джерело біологічно доступних форм радіонуклідів;
- тривалий контакт води з лісовою підстилкою та ґрунтом сприяє деструкції та вилугуванню з паливних частинок радіонуклідів та їх міграційним процесам.

Література

- Іванов Ю. А., Левчук С. Е., Киреев С. И. и др. Подвижность радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах отчужденных территорий // Ядерная физика та энергетика. - 2011. - Т. 12. - № 4. - С. 375 - 384.
- Kashparov V.A., Lundin S.V., Khomutinin Yu.V. et.al. Soil contamination with ^{90}Sr mobility in the Chernobyl accident // Journal of Environment Radioactivity. - 2001. - Vol. 56. - No 3. - P. 285 - 298.
- Prister B.S., Baryakhtar V.G., Perepelyatnikova L.V. et al. Experimental Substantiation and Parameterization of Model Describing ^{137}Cs and ^{90}Sr Behavior in a Soil-Plant System // Environmental Science and Pollution Research. - 2003. - Special Issue 1. - P. 126 - 136.
- Методика відбору ґрунтових і рослинних проб для визначення в них вмісту радіоактивних речовин. - К.: МінАПК. УкрНДІСГР. - 1987. - 48 с.
- Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. / Ф.И. Павлоцкая. - М.: Атомиздат, 1974. - 215 с.
- Горяченкова Т.А., Казинская И.Е., Лавринович Е.А. и др. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах /Материалы IV Междунар. конф. (Томск 4-8 июня 2013 г.) Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. - Томск: Изд-во Томского политех. ун.-та. - 2013. - С. 151-154.
- Орлов Д.С. Химия почв. Изд-во Московского Университета. - 1992. - С.399.
- Дементьев Д.В., Болсуновский А.Я. Содержание техногенных радионуклидов в кустарниковых растениях и грибах в зоне влияния Горно-химического комбината (Красноярский край) //Journal of Siberian Federal University. Biology 2 (2009 2) 172-181
- Ganzha Ch., Gudkov D., Ganzha D., Klenus V., Nazarov A. Physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in components of Glyboke Lake ecosystem in the Chernobyl exclusion zone //Journal of Environmental Radioactivity 127.- 2014. P. 176-181.
- Желтоножская М.В., Кулич Н.В., Липская А.И., и др. Новые методические подходы к одновременному измерению активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в объектах окружающей среды // Ядерная физика та энергетика. - 2012. -Т. 13. - № 4. - С. 403-408.
- Chernobyl Catastrophe. /ed. Baryakhtar V.G. - Kyiv: Export Publishing House. - 1997. - 572 p.
- 20 лет Чернобыльской катастрофы. Взгляд в будущее /Национальный доклад Украины. - К.: Аттика. - 2006. - 224 с.

УДК

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ВУГІЛЬНИХ РОДОВИЩ ДОНЕЦЬКОГО ВУГІЛЬНОГО БАСЕЙНУ

Рудько Г.І.¹, Плахотний С.А.²

Рудько Г.І. – д.т.н., д.геогр.н., д.геол.-мін.н., професор, Державна комісія України по запасах корисних копалин, Київ, Україна, rudko@dkz.gov.ua;

Плахотний С.А. – начальник відділу з надання надр у користування Держгеонадр України

Вугільні підприємства Донбасу, які тимчасово знаходяться на непідконтрольній українській владі території несуть величезну загрозу екологічній безпеці всього регіону. Через застарілі й неефективне обладнання та способи видобутку вугілля на Донбасі, а також ліквідації шахт відбуваються такі небезпечні процеси як просідання, підтоплення, заболочення денної поверхні, порушення загального водного балансу, засолення, самозаймання відвальних порід та ін. Щоб забезпечити розвиток загрозливих екологічних явищ, які можуть спричинити невідворотні процеси необхідно не тільки якнайшвидше припинити військові дії на території Донецької та Луганської областей, а й розробити і втілити в дію план екологічних заходів з відновлення вугільної промисловості цих регіонів.

Экологическая безопасность угольных месторождений Донецкого угольного бассейна. Рудько Г.И., Плахотный С.А. Угольные предприятия Донбасса, временно находящиеся на неподконтрольной украинским властям территории несут огромную угрозу экологической безопасности всего региона. Из-за устаревшего и неэффективного оборудования и способов добычи угля на Донбассе, а также ликвидации шахт происходят такие опасные процессы как проседание, подтопление, заболачивание дневной поверхности, нарушение общего водного баланса, засоление, самовозгорание отвальных пород и т.д. Чтобы предотвратить развитие угрожающих экологических явлений, которые могут вызвать необратимые процессы необходимо не только как можно скорее прекратить военные действия на территории Донецкой и Луганской областей, но и разработать и воплотить в действие план экологических мероприятий по восстановлению угольной промышленности этих регионов.

Environmental safety of coal deposits of the Donetsk coal basin. G.I. Rudko, S.A. Plahotniy. Coal enterprises of Donbas which are temporally located on the uncontrolled territory of Ukrainian authorities cause an enormous threat to environmental safety of the whole region. Due to outdated and inefficient equipment and methods of coal mining in the Donbas, and also due to elimination of mines there are such dangerous processes like subsidence, flooding, swamping of the ground surface, violation of the general water balance, salinity, combustion of overburden rocks, etc. In order to prevent the development of threatening environmental phenomena, which could cause irreversible processes, it is necessary not only to stop military operations on the territory of Donetsk and Lugansk regions as soon as possible, but also to develop and put into action the plan of environmental activities of the coal industry rehabilitation in these regions.

Актуальність дослідження

Вугільна промисловість у районах концентрації шахт, збагачувальних

фабрик та інших промислових підприємств істотно погіршує екологічне становище. Вугілля в Донбасі видобувається вже понад 200 років. Про-

тягом цього часу тут працювало понад 1000 шахт і це призвело до значного негативного впливу шахт на навколишнє середовище [1].

Запаси кам'яного вугілля тільки в Донецькій області оцінюються в 25 млрд т, що може задовольнити потреби України не на одне десятиліття вперед. Незважаючи на спад виробництва, в результаті якого загальна кількість викидів та скидів істотно зменшилася, навантаження на біосферу Донбасу, як і раніше залишається однією з найбільших в Європі. Підприємства регіону викидають близько третини сумарного обсягу забруднюючих речовин в Україні. Високі швидкості і масштаби техногенних процесів, величезні переміщення гірських мас зумовлюють великі обсяги розсіювання багатьох хімічних елементів (перш за все вуглецю і важких металів), викликають накопичення в навколишньому середовищі сполук хімічних елементів у невластивих природі поєднаннях.

Нині багато шахт вже припинили свою діяльність або визначені для закриття. Для багатьох шахт закриття відбувається передчасно: до повного вироблення вугільних запасів і без розробки необхідних планів щодо закриття, які враховують питання безпеки, екологічної та соціальної відповідальності [2].

Аналіз досліджень та публікацій

Вивченням стану і прогнозуванням екологічної безпеки вугільних родовищ Донецького вугільного басейну займалися багато науковців у

різні роки. Серед них потрібно назвати Г.І. Рудька, Є.О. Яковлева, В.А. Сляднева, Л.Л. Стариченка, О.І. Амоша, А.В. Бардася, Д.Ю. Череватського, Н.В. Хозяйкіної, А.І. Панішка, А.Ю. Єременка М.І. Адаменка, Е.А. Дармофала, В.І. Бузила, А.В. Павличенка та ін. [1, 2, 7–10].

Мета роботи. Визначення стану екологічної безпеки при видобутку вугілля, а також ліквідації шахт Донецького вугільного басейну. Питання екологічної безпеки при видобутку вугілля в регіоні завжди були актуальними, нині ж воно знов набуло актуальності у зв'язку з проведенням військових дій на Донбасі і втратою відомчої системи контролю за станом екологічної безпеки на цій території.

Внаслідок впливу різної інтенсивності на геологічне середовище від видобутку вугілля у Донецькому вугільному басейні відбувається:

- 1) інтенсивне і масштабне порушення гірського масиву, особливо там, де забутовка вугільного простору не проводиться;
- 2) порушення гірського масиву за межами шахтного поля в результаті обвалення покривних порід над очисними виробками по вугільному пласту;
- 3) інтенсивне порушення стану загального водного балансу, зміни умов живлення, транзиту і розвантаження потоку підземних вод;
- 4) утворення локальних, а з часом й регіональних депресійних воронок;
- 5) фізичне виснаження водних джерел, колодязів, струмків внаслідок осушення гірського масиву;

- 6) інтенсивне дренування гірничими виробками річкової мережі;
- 7) інтенсивне просідання денної поверхні;
- 8) провали денної поверхні.

Ступінь геодинамічної порушеності гірського масиву визначається великою кількістю природних та штучних факторів, основними з яких є кількість розроблювальних вугільних пластів на шахтному полі чи в межах ГПР, їх потужність, глибина їх розробки, схема розробки шахтного поля, технологічні особливості видобутку вугілля та ін. В майже 90 % очисних забоїв басейну впроваджено повну посадку покривних порід, тобто вироблений простір не закладається (не забудовується) пустою породою [9].

Повна просадка покривлі в очисному забої спричинює *обвалення гірських порід*, формування в них водопроnikних тріщин й активне *дренування підземних вод*. В геологічних й інженерно-геологічних умовах Донбасу цей процес проявляється в тому, що товща гірського масиву над очисними виробками, потужність якого сягає 40–80-кратної потужності вугільного пласта, обвалюється у вироблений простір з порушенням суцільності (з утворенням брил, уламків, зяючих тріщин); над цим шаром порушених гірських порід гірський масив потужністю 300–400 м прогинається над площею очисних виробок без порушення суцільності (на шахтному полі цей процес проявляється у вигляді великих за площею «блюдець просідання»).

Об'єми порушених гірських порід найбільші в старих потужних ГПР – Донецько-Макіївському (90,0 км³), Боківсько-Хрустальському (100,0 км³),

Червоноармійському (65,2 км³) і Довжансько-Ровенському (62,15 км³). Найменші об'єми порушених гірських порід відзначені в нових – Південний Донбас – 5,07 км³ та старих невеликих ГПР – Оріхівський – 3,0 км³.

В усіх ГПР спостерігається чітка закономірність зменшення порушеності гірського масиву з глибиною, що пояснюється поступовим зменшенням площ та об'ємів гірських робіт з глибиною. Коли в приповерхневій зоні порушеність гірського масиву складає близько 20 %, то на глибині 500–600 м, що становить половину глибини ведення видобувних робіт вона складає 10 %, а на глибинах понад 1000 м – всього кілька відсотків.

Вплив гірничих робіт на кам'яновугільний водоносний комплекс полягає в тому, що внаслідок дренуючого впливу гірничих виробок рівень підземної води в ньому знижується на десятки й сотні метрів, в зв'язку з чим водоносний комплекс карбону майже на всій площі ГПР виявився осушеним. В закритих у гідрогеологічному відношенні ГПР під впливом гірничих робіт у комплексі також спостерігається значне зниження п'єзометричного рівня вод, що призвело до осушення водоносних горизонтів покривних відкладів.

Під впливом гірничих робіт кам'яновугільний водоносний комплекс, що є головним гідрогеодинамічним елементом зони активного водообміну, дренаований майже повністю на всій площі вуглепромислової частини Донбасу – 15 тис. км². Якщо брати середню потужність дренування комплексу 30–35 м, то загальний об'єм дрена-

ного масиву в верхній частині карбону становить близько 500 км³.

Видобування вугілля в Західному Донбасі призвело до різкого зниження статичного рівня підземних вод бучацького водоносного горизонту, зокрема на полі шахти Ювілейна – до 12 м, Першотравнева – до 42 м, ім. XX Партз'їзду – до 28 м, шахти ім. Сташкова – до 28 м. Внаслідок цього у водоносному горизонті східної й центральної частини Західного Донбасу розвинулася суцільна депресійна воронка протяжністю 35 км, шириною понад 9 км, глибиною до 42 м. Водночас під впливом гірничих робіт в цьому районі четвертинний водоносний горизонт дренований на площі 10×15,2 км [9].

В умовах різкого порушення природних гідродинамічних умов цього ГПР під впливом гірничих робіт значного негативного впливу зазнають і водозабори підземних вод: Першотравневий (під впливом східної групи шахт); Тернівський, бази будіндустрії, мехзаводу, ВО “Павлоградвугілля” (під впливом центральної групи шахт).

Крім регіональних депресійних воронок під впливом видобувних робіт на полі кожної вугільної шахти над вугільним пластом, який розробляється формуються локальні депресійні воронки.

Глибина локальних депресійних воронок на окремих глибоких старих шахтах перевищує 1000 м (Торецька, ім. Рум'янцева, Кочегарка, Юнком в Центральному ГПР). В Чистяково-Сніжнянському ГПР глибина цих воронок становить на шахті ім. 1 Травня – 350–460 м, Фоминська – 480–525 м, Об'єднана – 510–564 м, ім. Кисільова – 565 м, шахті № 3-біс – 575–360 м. На території Донецько-

Макіївського ГПР вона коливається в межах 400–700 м [9].

Просідання денної поверхні над виробками сягає більш ніж 20 %, якщо глибина шахти становить 50–150 м, а якщо понад 1000 м, то 5–7 %. Щорічно просідає близько 1000 км² поверхні. В результаті виймання величезного об'єму порід при відпрацюванні вугільних пластів з повною посадкою покрівлі в очисних виробках було деформовано з порушенням суцільності і підвищенням проникності більше 600 км³ породного масиву [3]. Внаслідок цього на 50 % площі вуглевидобувного регіону (8000 км²) сталося просідання денної поверхні в середньому на 1,5–2,0 м з одночасним збільшенням проникності порід і зростанням уразливості підземних вод внаслідок посилення їх взаємодії з забрудненими поверхневими водами. В межах одного лише Донецька площа підтоплених земель становить близько 31 % (5180 га) від загальної площі міста; Макіївки – 42 % (1690 га). Не кращою виглядає ситуація й у багатьох інших містах регіону.



Рис. 1. Провалля, яке утворилось біля устя свердловин аварійної шахти № 29, пов'язаної виробками із шахтою «Лісова» Донецької області (припинила видобуток в 2002 р.)

Підвищення мінералізації водоносних горизонтів, ґрунтів та вод річкової мережі шахтними водами, які містять велику кількість розчинних хімічних сполук (до 4 г/л), у тому числі й шкідливих. Потрапляння цих вод у водоносні горизонти призводить до значного засолення останніх, що робить їх непридатними до використання. Аналогічна ситуація спостерігається й у місцях розташування 22-х ставків-накопичувачів шахтних вод та стоків збагачувальних фабрик. Оскільки часті цих ставків зовсім не гідроізолювані, витоки з них попадають у водоносні горизонти й ґрунти, що призводить до їх засолення. Не менш шкідливим є також скидання шахтних вод безпосередньо у річкову мережу, які становлять на сьогодні основну частину річкового стоку.

Прикладом наслідків потрапляння шахтних вод у поверхневі води може послужити недавня надзвичайна подія в селищі Красний Кут Антрацитівського району Луганської області. У жовтні 2011 р. вода в р. Міусік стала червоного кольору через підвищений вміст заліза та марганцю, відбулося забруднення Янівського водосховища, яке забезпечує питною водою смт Красний Кут, м. Вахрушеве, м. Красний Луч й інші населені пункти із загальною чисельністю населення близько 150 тис. чол.

Окрім порушення гідрологічного, значно змінюється *гідрохімічний режим* річок. В таких річках, як Лугань та Велика Кам'янка мінералізація води перевищує норму понад удвічі й становить 2,2–2,6 г/л. Окрім розчинних хімічних сполук, із шахтними водами у річки попадає й велика кількість зважених твердих частинок

(від 20 до 70 г/л), що призводить до замулювання русел (Казенний Торець, Кальміус, Кринка) та створює додаткову необхідність їхнього очищення та спрямлення [3].

Водночас, над гірничопромисловими районами, у яких досі проводиться видобуток вугілля, внаслідок інтенсивного дренажування сформувались своєрідні зневоднені зони площею у тисячі квадратних кілометрів і завглибшки до 50 м. Отже, було осушено *ґрунтовий водоносний комплекс*, що призвело до пересихання сотень колодязів, свердловин, а також природних джерел, водотоків у балках та річках. Крім того, гідрологічну ситуацію в регіоні погіршує й постійне відкачування ґрунтових вод із шахт, загальний водовідлив з яких майже вдвічі перевищує об'єми природних ресурсів. Це призвело до *дефіциту води* на більшій частині басейнів річок Лугані, Кринки, Булавінки тощо [3]. За умов загальної аридизації клімату Півдня та Сходу України таке спустошення водоносного комплексу може в недалекому майбутньому призвести до перетворення вищезгадуваних територій у пустелю.

Значну проблему становить також *накопичення та зберігання твердих відходів* вугільної промисловості. Станом на 2002 рік на території Донбасу у відвалах (7190 га) та шламо-накопичувачах (4010 га) було акумульовано близько 1,3 млрд т порід. Кожного року цей об'єм додатково збільшується на 60 млн т. Було розраховано, що видобуток 1 млн т вугілля призводить до забруднення та руйнування 4 га землі і 83 га в результаті роботи

середньостатистичної шахти. Слід зауважити, що використання відвальних порід для господарчих цілей або заповнення відпрацьованих порожнин у шахтах є мізерним й становить в сумі не більше 17 % щорічної видачі на поверхню [3].

Крім того, досить часто відбувається *самозаймання відвальних порід*, у результаті чого в атмосферу викидається понад 500 тис. т шкідливих речовин. В середньому за добу з одного відвалу, що горить, в навколишнє середовище викидається 150 т диоксиду вуглецю, 1,5 т диоксиду сірки, 0,4 т сірководню, 0,1 т оксидів азоту (рис. 2).

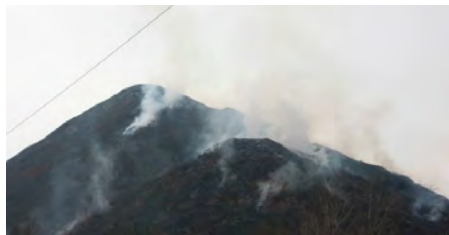


Рис. 2. Терикони, що горять (Донбас)

При горінні відвальної маси в шахтному териконі утворюються горілі породи, а в місцях виходу газів на денну поверхню – нальоти, кірки, окремі кристали і зростки різних техногенних мінералів (рис. 3).



Рис. 3. Сірчано-нашатирині відклади навколо псевдофумарол

В результаті вивчення териконів вугільних шахт Донецько-Майківського вуглепромислового району [5]. виявлені наступні техногенні мінерали: сірка, нашатир, масканіт, галотрихит, піккерінгіт, халькантит, алуноген, ре-альгар, чермігіт, сомольнокіт, тамаругіт, мелантеріт, гексагідрит, епсоміт, мулліт, гематит, аммоніста селітра, К-, Na-галун, ангідрит, гіпс.

Встановлено, що утворення нашатиру й інших сполук азоту призводить до забруднення поверхневих і підземних вод, оскільки ці з'єднання, будучи слабостійкими, легкорозчинними і взаємодіючи з атмосферними опадами, утворюють легкорухливий іон NO_3^- , який швидко проникає у води зони гіпергенезу і створює великі ареали розсіювання.

Крім того, пил з териконів містить велику кількість токсичних сполук [3]. Варто зазначити, що повітря також забруднюється внаслідок вентиляції шахт. Так, протягом року викидається близько 5,6 млрд м^3 метану, зокрема, в Дніпропетровській області – 172,5 млн м^3 , Донецькій – 3,7 млрд м^3 та Луганській – 1,8 млрд м^3 . Найбільш забрудненим є повітря у Донецьку, Майківці, Алчевську, Єнакієвому, Лисичанську, Горлівці [3]. Слід зауважити, що *метан* є потужним парниковим газом (вплив 1 т метану на зміну клімату дорівнює впливу 25 т CO_2 [12]).

Загрозу становить не лише інтенсивна діяльність вугледобувних підприємств, але й закриття вугільних шахт, особливо методом "мокрової консервації". З одного боку, це нібито зменшує обсяги видобутку вугілля, а відповідно, й екологічних проблем. Але, з іншого боку, закриття шахт адміністративними методами, без ура-

хування всієї проблематики, також призводить до згубних для навколишнього середовища наслідків. Як уже зазначалось, Донецький вугільний басейн являє собою гігантську техногенно-геологічну систему, в якій більшість шахт, глибина яких, до речі, сягає кілометра, мають між собою аеродинамічний та гідравлічний зв'язок.

Процес затоплення, в більшості випадків, являється безповоротним. При виведенні однієї середньої потужності шахти на "мокру консервацію" затоплюється і забруднюється шахтними водами 15–25 млн м^3 раніше осушеного гірського масиву.

Підтоплюється і затоплюється шахтними водами велика площа шахтного поля (до 50 %); особливо інтенсивно в межах раніше створених "блюдець просідання" денної поверхні. Супроводжується це руйнуванням будівель та споруд, затопленням погребів та підвалів, виведенням з ладу житлового фонду. Одночасно відбувається заболочування ґрунтів, що призводить до зменшення площі орної землі.

Затоплення шахт приводить до підняття рівня ґрунтових вод на декілька метрів на площі в десятки гектарів, що обумовлює також засолення та забруднення вод джерел, колодязів, появи заболочень в понижених місцях рельєфу та ін.

Після закінчення затоплення шахти (а інколи – і до закінчення) починається розвантаження шахтних вод з поля ліквідованої шахти в місцеву річкову мережу, що призводить до збільшення витрат річкового потоку, а головне – до засолення та забруднення річкової води.

Типовим прикладом є м. Брянка Луганської області. Свого часу створення шахт призвело до відводу ґрунтових вод із заболоченої колись місцевості. На осушених площах виникли шахтарські поселення, почало розвиватися сільське господарство. Нова гідрогеологічна ситуація підтримувалася виключно завдяки постійній відкачці ґрунтових вод із шахт за допомогою потужних насосів. Але з восьми шахт м. Брянка шість було закрито. Так, у 2001 році Наказом Мінпаливенерго від 17.04.2000 р. № 22 було вирішено закрити чергову шахту Брянки, "Краснопільську", однак через формальний підхід до розробки проекту, сталися непередбачувані екологічні наслідки [11].

У 2008–2009 рр. М. Заборин виконав дослідження зонально-блокової будови гірського масиву в межах шахтного поля шахти «Брянківська» з метою визначення впливу зонально-блокової будови на характер розташування ділянок підтоплення і заболочування [4].

Локалізація зон підтоплення і заболочення у високому ступені пов'язана з впливом геодинамічних зон (ГДЗ), а порівняльна оцінка впливу ГДЗ на характер формування еколого-гідрогеологічних умов на полях інших ліквідованих шахт дозволить розробити методику прогнозування гідрогеологічного режиму в межах шахтних полів і визначити першочергові заходи щодо охорони навколишнього середовища.

Висновки

Донецький вуглепромисловий район є одним із найзабрудненіших в екологічному плані у світі через

застаріле обладнання і способи видобутку кам'яного вугілля. Ліквідація й консервація шахт також потребує розробки нових або використання сучасних методів з урахуванням нинішньої екологічної ситуації і прогнозування змін, до яких це призведе в майбутньому.

У зв'язку з проведенням військових дій на території східних областей України стає неможливим не тільки процес видобутку кам'яного вугілля, закриття та ліквідації шахт, а й забезпечення

повноцінного екологічного контролю за цими процесами. Основною умовою відновлення цього контролю є закінчення війни.

Екологічний стан потребує термінового впровадження комплексу природоохоронних заходів, які забезпечать еколого-збалансоване функціонування території Східної України, а вирішення екологічних проблем стане основною складовою сталого розвитку вугледобувного регіону України.

Література

1. Адаменко М.І., Дармофал Е.А. Оцінка екологічного ризику в шахтних регіонах комплексно-інформаційним методом // Системи обробки інформації. – 2014. – Вип. 8. – С. 171–173.
2. Бузило В., Павличенко А., Кулина С., Кияченко В. Шляхи забезпечення екологічної безпеки при ліквідації вугледобувних підприємств // Розробка родовищ. – 2013. – № 2013. – С. 437–440.
3. Донецький інформаційно-аналітичний центр. Основні проблеми розвитку вугільної галузі та регіону Донбасу. – К., 2002. – 137 с. Режим доступу: http://www.c-e-d.info/img/pdf/UCSS_Long1_u_090403.pdf.
4. Заборин М. Геодинамічні зони та підтоплення ґрунтовими водами при ліквідації шахт / Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Серія Геологія, вип. № 46, 2009 р. – С. 53–55.
5. Основні проблеми розвитку вугільної галузі і регіону Донбасу / [Звіт Центру економічного розвитку, Вугільного консалтингового центру, Донецького інформаційно-аналітичного центру]. – Київ, 2002. – 137 с.
6. Неоминерализация горящих угольных отвалов Донбасса / Б.С. Панов, Ю.А. Проскурня, В.С. Мельников, Е.Е. Гречановская // Минералогический журнал, 2000 г. – № 4. – Т. 22. – С. 37–46.
7. Панишко А.И., Еременко А.Ю., Хозяйкина Н.В. Пути решения проблемы закрытия угольных шахт // Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва. – 2013. – № 2. – С. 166–174.
8. Пек Ф. Оценка рисков в Донецком бассейне. Закрытие шахт и породные отвалы. / Подготовлено для ЮНЕП, ГРИД Арендал. – 2009. – 171 с.
9. Ресурси геологічного середовища і екологічна безпека техноприродних геосистем: Монографія / За ред. Г.І. Рудька. – К.: ЗАТ «НІЧЛАВА», 2006. – 480 с.
10. Стан, основні проблеми і перспективи вугільної промисловості України: наук. доп. / О.І. Амоша, Л.Л. Стариченко, Д.Ю. Череватський; НАН України, Ін-т економіки пром-сті. – Донецьк, 2013. – 44 с.
11. Яковлев Е.А., Сляднев В.А. Влияние промышленных отходов на формирование экологического риска загрязнения геологической среды Донбасса в связи с массовым закрытием угольных шахт // Труды 4-й Межд. конф. "Сотрудничество для решения проблемы отходов". – Харьков. – 2007. – С. 28–29.
12. IPCC: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. – Cambridge: Cambridge University Press, 2007. – 996 p.

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

УДК 504.53.062:546.15

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ЧОРНОЗЕМІВ ЗВИЧАЙНИХ ПОБЛИЗУ ПЕРВОМАЙСЬКА МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛ. ПІСЛЯ ЛІКВІДАЦІЇ ШАХТНО-РАКЕТНИХ КОМПЛЕКСІВ

¹Бондар О.І., ¹Лозовицький П.С., ²Косянчук В.Д.

¹Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, Київ, 03035,
Lozovitskii@gmail.com

²Університет новітніх технологій,
пров. Машинобудівний, 28, Київ, Україна, 03067

Розглянуто результати комплексних досліджень з вивчення змін властивостей чорноземів звичайних в умовах 30-річного зрошення прісною водою. Показано вміст солей у профілі ґрунту гумусу, поживних речовин, обмінних основ після 3 і 30 років зрошення в порівнянні зі станом до початку зрошення. Наведено результати змін деяких водно-фізичних властивостей ґрунтів, валового хімічного складу і мікроелементів протягом 30-річного періоду. Показано високе забруднення верхніх горизонтів ґрунту важкими металами (кадмій, свинець, хром, цинк) після проведення робіт з ліквідації шахтно-ракетних комплексів.

Экологическое состояние черноземов обыкновенных вблизи Первомайска Николаевской области после ликвидации шахтно-ракетных комплексов. Бондарь О.И., Лозовицкий П.С., Косянчук В.Д. Рассмотрены результаты комплексных исследований по изучению изменения свойств черноземов обычных в условиях 30-летнего орошения пресной водой. Показано содержание солей в профиле почв гумуса, питательных веществ, обменных оснований после 3 и 30 лет орошения по сравнению с состоянием до начала орошения. Приведены результаты изменения некоторых водно-физических свойств почв, валового химического состава и микроэлементов в течение 30-летнего периода. Показано сильное загрязнение верхних горизонтов почвы тяжелыми металлами (кадмий, свинец, хром, цинк) после проведения работ по ликвидации шахтно-ракетных комплексов.

Вступ

Територія розташована на півночі Миколаївської області в межиріччі

Західний Буг – Синюха на південно-західних відрогах Придніпровської височини з абсолютними відмітками

поверхні менше 178 м в ксп. Підгур'ївський з населеними пунктами Підгір'я, Мічуріно (рис. 1).

Рельєф ґрунту характеризується слабо хвилястою рівниною, у долинах річок із значною ерозією.

Клімат помірно континентальний. Літо - жарке із сильними вітрами і частими суховіями. Іноді відбуваються пилові і чорні бурі, зима м'яка і малосніжна. Середня температура січня сягає $0,5^{\circ}\text{C}$, липня - $+23^{\circ}\text{C}$. Середньорічна кількість опадів коливається в межах області від 400-700 мм на півночі [15].

Зимовий період характеризується від'ємним радіаційним балансом з середніми місячними температурами повітря нижче нуля за великої мінливості температур і частих переходах через 0°C . Найтеплішим зимовим місяцем є грудень, найхолоднішим – січень і часто лютий. Середня місячна температура повітря у січні становить $-4...-5^{\circ}\text{C}$. Найбільш різке зниження температур (до -34°C) пов'язано із вторгненням холодного повітря з північних широт [13].

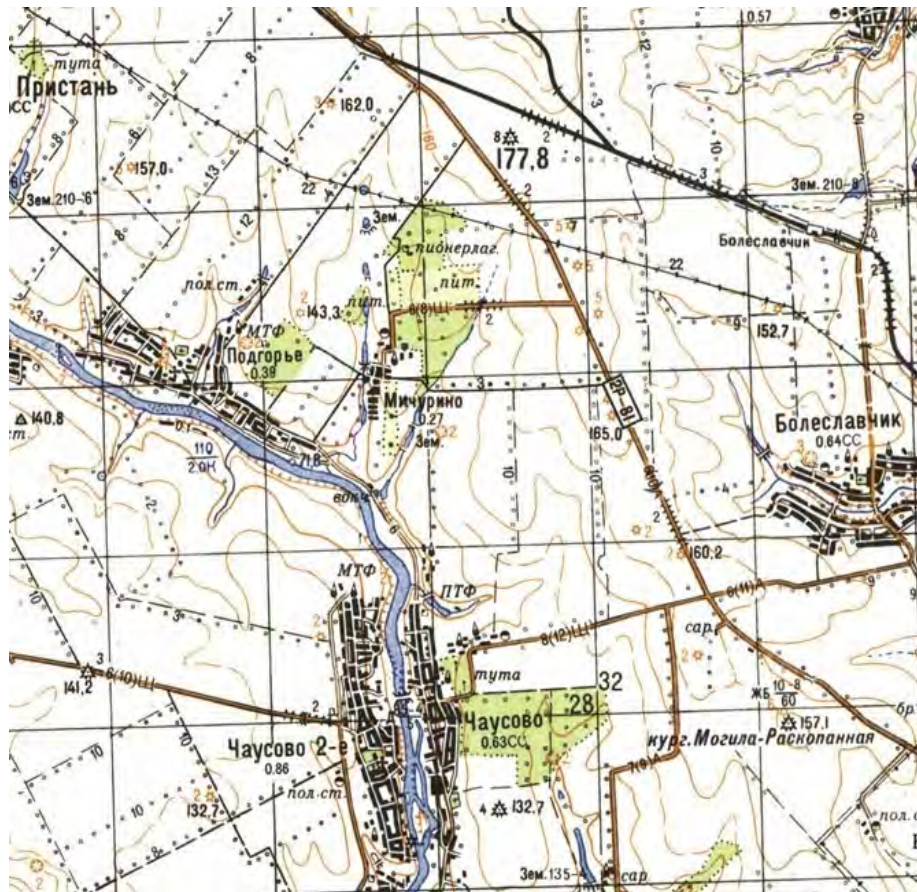


Рис. 1. Топографічна основа розміщення дослідної ділянки

Ґрунти взимку промерзають у середньому на глибину 30–50 см. Відносна вологість у зимовий період порівняно з іншими сезонами є найвищою. За високої відносної вологості у зимовий період спостерігається й часте випадіння атмосферних опадів, проте їх сума найменша в році. У районі енергокомплексу відсутній стійкий сніговий покрив у понад 50 % зим, часті відлиги. У цей період можуть відбуватись перекристалізація снігового покриву, утворення ожеледі.

Весняний період характеризується найбільшим зростанням радіаційного балансу, особливо ближче до кінця сезону, та загальним інтенсивним підвищенням температур повітря. При цьому спостерігаються часті заморозки, іноді – наприкінці весни. Разом із підвищенням температур при збільшенні кількості атмосферних опадів конвективного походження і посиленні випаровування інтенсифікується внутрішній вологообмін. До кінця сезону зазвичай розвивається грозова діяльність.

У літній період радіаційний баланс сягає максимальних значень. Спостерігаються найвищі стійкі температури повітря, відносна вологість – найменша в році, а нестача насичування і випаровування – найбільша.

Восени радіаційний баланс додатний, але менший за весняний. Поступове зниження температур часто порушується їх різким збільшенням. Для першої половини характерні ясна безхмарна погода, мала кількість опадів, значна сухість повітря. Протягом другої половини збільшуються відносна вологість повітря, кількість атмосферних опадів, дуже часто – обложного характеру.

Наприкінці періоду з'являється сніговий покрив.

Атмосферні опади протягом року випадають вкрай нерівномірно. На холодний період (з грудня до березня) припадає 25–30 % річної суми опадів, причому поряд з твердими атмосферними опадами випадають і рідкі. Максимум припадає на літо, 120 діб на рік у цьому районі дощова чи снігова погода, з найбільшою сумою атмосферних опадів 600–650 мм, найменшОЮ – 245 мм [13].

Сніговий покрив тримається у середньому близько 2 місяців, середня його висота становить 11 см.

Для району характерні постійні зміни напрямків і швидкості вітру протягом року. У холодну пору року (листопад–березень) переважають східні й північно-східні вітри, а в літню (липень–вересень) – західні. Середньорічна швидкість вітру коливається в межах 3,5–4,9 м/с. Значні швидкості вітру зазвичай спостерігаються в березні (4–5 м/с), а найслабкіші – влітку (2–3 м/с). В осінній період швидкість вітру підвищується.

Геологія. Степова зона басейну Південного Бугу розміщена в межах Східноєвропейської або Російської платформи, складеної в основі докембрійськими кристалічними породами. Тут на поверхню виходить найдавніше в Україні геологічне утворення — Український кристалічний щит, завдяки якому Південний Буг відомий своїми порогами. Фундамент території складають гірські породи, представлені, в основному, гранітогнейсами. Виходи докембрійських порід на денну поверхню мають місце в глибоких ярах, балках та у вигляді порогів на річках

(особливо на Південному Бугі та його притоках).

Верхню частину геологічного розрізу басейну Південного Бугу складають четвертинні відкладення. Розповсюджені вони усюди і відсутні лише на невеликих ділянках, де оголюються корінні породи. Вони представлені бурими глинами, лесом і лесоподібними суглинками, алювієм на річкових терасах.

Річкова долина Південного Бугу заповнена алювіальними відкладами, що складають тераси пліоценового віку і представлені пісками, суглинками, інколи гальками товщиною до 20 м. Повсюдно ці алювіальні відклади перекриваються червоно-бурими глинами та лесовими суглинками (починаючи з другої надзаплавної тераси) [6].

Четвертинні алювіальні відклади, що складають надзаплавні тераси, представлені пісками різнозернистими з прошарками супісків та суглинків, заплавні — суглинками, супісками, глинами та пісками дрібнозернистими та глинистими.

У берегових обривах оголюються шари ґрунтів і гірських порід, нерідко дуже стародавніх. На берегах часто знаходять численні свідчення стоянки стародавніх людей.

Із сучасних геологічних процесів у межах басейну Південного Бугу найбільшого поширення набула ерозійна діяльність, заболочування, зсувні процеси, еолова діяльність (еолові леси), ерозія землі і локально-карстові явища.

Гідрогеологія. В басейні на кристалічному фундаменті розташовані водоносні горизонти палеогену, неогену, сарматських, тортонських відкладів і інших, перекритих четвертин-

ними відкладами. Водоносний горизонт останніх широко використовується для сільськогосподарського централізованого водопостачання населених пунктів.

Основним джерелом водопостачання багатьох населених пунктів є води кристалічних порід докембрію, розповсюджені в тріщинуватих зонах повсюдно в межах Українського кристалічного щита.

Мінералізація вод усіх водоносних горизонтів збільшується на південний схід басейну, сягаючи значень 1,5 г/дм³ і більше (Миколаївська область).

Рівень ґрунтових вод господарства "Підгур'ївський" Первомайського району залягає на глибині 10-20 і більше метрів [7].

В північно-західній частині (Кривоозерський район) мінеральні природно-столові води належать до кристалічних порід докембрію, води з мінералізацією 0,7-1,2 г/дм³, за хімічним складом гідрокарбонатно-сульфатно-хлоридні натрієво-магнієві.

При неглибокому заляганні водоносного горизонту в умовах природної його незахищеності підземні води схильні до нітратного забруднення. В 2009 році виявлено 11 ділянок забруднення нітратами (вміст 48-526 мг/дм³), переважно це Первомайський район, де виявляються наслідки накопичення сполук азотної групи в ґрунтах і ґрунтових водах в зоні надзвичайної ситуації (межіріччя П.Буг-Синюха), концентрації яких змінювались у широких межах (від 1,2 до 12,3 ГДК).

Мета досліджень — вивчити вплив ліквідації техногенно-небезпечних об'єктів (пускових шахтно-ракетних комплексів поблизу Перво-

майська Миколаївської області) на забруднення верхнього шару ґрунтів важкими металами й екологічну небезпеку навколишніх земель.

Методика дослідження

Обстеження ґрунтового покриву й відбір зразків ґрунту з 10 різних ділянок господарства "Підгур'ївський" Первомайського району Миколаївської обл. на хімічні аналізи проведено у серпні 2000 р. і виконано після масових захворювань місцевого населення, особливо дітей, після проведення робіт з ліквідації шахтних ракетних комплексів. Проби ґрунтів відбирали в 5-разовій повторності на кожній ділянці. Інтервали відбору зразків - кожні 20 або 25 см пошарово до 100 - 200 см залежно від виду аналізу. У пробах ґрунтів вивчали склад водорозчинних солей за аналізом витяжки [4], вміст гумусу (за методом Тюріна) [8], основних поживних речовин (рухомий фосфор за Мачигінім, калій - за методом Протасова і Гуспінова) [4], увібраних основ (Ca²⁺, Mg²⁺ - трилометрично в сольовій витяжці, а в карбонатних породах за методом Шмука [4], обмінний натрій за методом Годліна з використанням полум'яного фотометра) [9].

Загальний уміст солей та засоленість ґрунтів визначено випаровуванням сухого залишку з водної витяжки, тип і ступінь засоленості ґрунту - за методикою Н.І. Базилевич і Е.Н. Панкової [5].

Кількісне визначення концентрації хімічних елементів у порошкових зразках ґрунтів виконано енергодисперсійним рентгенофлуоресцентним

методом, концентрацію головних компонентів (силікатний аналіз) - рентгенофлуоресцентним методом із хвильовою дисперсією [2,3].

Значна частина земель господарства зрошується дощувальними агрегатами та за допомогою краплинного зрошення (сади, виноградники). Джерелом зрошення є річка Південний Буг. Для порівняння зразки ґрунту були відібрані і з цих ділянок. Хімічний склад та іригаційна оцінка води висвітлені у раніше опублікованій роботі [16].

Результати досліджень та їх обговорення

Сольовий склад ґрунтів. У комплексі досліджень велике значення мають роботи з визначення засоленості ґрунтів. Первинна концентрація легкорозчинних солей у ґрунтах і породах півночі Миколаївської обл., зазвичай, невелика. Але в процесі господарської діяльності, особливо на зрошуваних ділянках, спостерігаються процеси накопичення солей та їх вимивання й міграції по профілю зони аерації з наступною зміною мінералізації ґрунтової води.

Ґрунти обстежуваних ділянок господарства в профілі 0-200 см незасолени. Загальний уміст солей не перевищує 0,087 % із сульфатно-гідрокарбонатним хімізмом засолення. Хімізм засолення за катіонним складом - кальцієво-магнієвий [5]. У складі іонів водної витяжки переважають гідрокарбонати (НСО₃) і кальцій (Ca) - найбільш цінні й сприятливі для сільськогосподарського виробництва (табл. 1).

Таблиця 1. Хімічний склад водних витяжок ґрунтів

Глибина відбору, см	Сухий залишок, %	Мінеральний залишок, %	Уміст мг-екв на 100 г абсолютно сухого ґрунту							pH
			HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	
Незрошувані ґрунти, 1997 р.										
0-20	0,050	0,034	0,52	0,04	0,11	0,4	0,2	0,04	0,03	7,2
20-40	0,069	0,046	0,72	0,042	0,142	0,60	0,25	0,054	0,014	7,4
40-60	0,071	0,045	0,84	0,022	0,042	0,60	0,25	0,054	0,014	7,6
60-80	0,068	0,043	0,8	0,02	0,045	0,65	0,15	0,065	0,014	7,8
80-100	0,071	0,045	0,84	0,02	0,042	0,60	0,20	0,072	0,014	7,8
100-150	0,071	0,046	0,8	0,02	0,08	0,60	0,15	0,15	0,014	7,8
150-200	0,079	0,051	0,88	0,02	0,11	0,60	0,25	0,16	0,018	7,8
Зрошувані 3 роки, 2000 р.										
0-20	0,065	0,043	0,7	0,04	0,091	0,75	0,05	0,017	0,014	8,1
20-40	0,064	0,042	0,7	0,04	0,083	0,7	0,082	0,03	0,011	8,05
40-60	0,071	0,047	0,78	0,04	0,083	0,75	0,05	0,098	0,005	8,12
60-80	0,069	0,046	0,76	0,04	0,083	0,8	0,05	0,028	0,005	8,1
80-100	0,077	0,050	0,86	0,08	0,042	0,65	0,1	0,227	0,005	8,1
100-150	0,077	0,053	0,78	0,1	0,125	0,65	0,15	0,2	0,005	8,1
150-200	0,100	0,073	0,86	0,18	0,3	0,615	0,24	0,48	0,005	8,0
Зрошувані 30 років, 2000 р.										
0-20	0,137	0,101	0,72	0,76	0,50	0,35	0,60	1,00	0,029	7,55
20-40	0,125	0,098	0,68	0,34	0,71	0,40	0,35	1,00	0,005	8,0
40-60	0,122	0,090	0,58	0,80	0,42	0,40	0,30	1,02	0,005	8,0
60-80	0,107	0,078	0,60	0,68	0,25	0,40	0,15	0,98	0,0026	7,95
80-100	0,129	0,094	0,72	0,70	0,42	0,40	0,35	1,05	0,0026	8,05
100-125	0,125	0,090	0,58	0,92	0,34	0,56	0,40	0,95	0,0026	8,05
125-150	0,114	0,081	0,72	0,68	0,25	0,55	0,40	0,72	0,004	8,1
150-175	0,117	0,084	0,72	0,54	0,42	0,60	0,55	0,56	0,005	8,1
175-200	0,090	0,064	0,74	0,36	0,13	0,45	0,45	0,38	0,005	8,1

Ґрунти майже не містять іонів хлору, сульфатів. Відомо, що солі хлору є найбільш токсичними для сільськогосподарського виробництва, але й мають найбільшу рухливість серед інших водорозчинних солей. Солі хлору можуть накопичуватись у верхньому метровому шарі протягом вегетаційного періоду, після чого майже повністю розчиняються осінньо-зимовими опадами і переносяться на рівень ґрунтової води. Зазвичай, в межах України ґрунти з глибоким заляганням рівня ґрунтової

води (понад 7 м) хлоридного засолення не мають.

Склад ґрунтових сполук і солей у зрошуваних ґрунтах зазнає сезонних коливань в результаті частішої зміни напрямку переміщення ґрунтової вологи у вертикальному спадному й висхідному напрямках. кількісні характеристики продуктів міграції й ґрунтоутворення залежать від умов зволоження, температури, сумарного балансу цих продуктів у ґрунті й окремих шарах профілю.

У профілі зрошуваних ґрунтів відмічено деяке накопичення солей в орному шарі за рахунок гідрокарбонатів і кальцію. У всьому 1,5-метровому профілі цих ґрунтів спостерігається зниження вмісту магнію. Особливо, що на ділянці ґрунтів (маточник яблуні), де проводили поливи, відмічено порівняно з іншими, зростання вмісту іонів магнію та натрію. На цій же ділянці вища й загальна засоленість ґрунту за рахунок солей привнесених із поливною водою і підтягнутих у верхні шари при інфільтрації вологи. Це свідчить про те, що поливи проводили періодично і незначними нормами (близько 300-350 м³/га). Загалом, режим зрошення, застосований у господарстві, можна характеризувати як автоморфно-випаровувальний, який загрози ґрунтам не несе і є більш доцільним, ніж промивний (поливи проводяться нормами більше 500 м³/га і частіше), після чого спостерігається вимивання солей з верхніх шарів ґрунту й перенесення їх у глибші і на рівень ґрунтової води.

Необхідно відмітити, що ділянка, зрошувана 30 років водою Південного Бугу (овочева сівозмінна), має дещо вищу загальну засоленість ґрунту і там спостерігається накопичення хлору й натрію – найбільш токсичних іонів для сільськогосподарських рослин.

Загальні запаси солей на незрошуваній ділянці в метровому шарі складають 8,839 т/га, що є близьким до фонового вмісту для чорноземів звичайних цієї зони. Відмічу, що у метровому профілі незрошуваних

ґрунтів переважають нетоксичні гідрокарбонати кальцію (табл. 2).

У другому метровому шарі профілю ґрунту запаси солей дещо вищі і складають 10,611 т/га. При цьому також переважають гідрокарбонати кальцію.

На зрошуваних ділянках запаси водорозчинних солей вищі, ніж на незрошуваних ґрунтах, але відмінності є не надто значними. Після 3 років зрошення водою Південного Бугу запаси солей у верхньому метровому шарі становили 9,35 т/га, що на 5,7 % більше, ніж на незрошуваній ділянці; у другому метровому шарі – 12,522, що на 18,0 % більше, ніж на незрошуваній ділянці.

Ґрунти зрошувані 30 років накопичили більше водорозчинних солей – 16,064 т/га, але ступінь засолення їх також невисокий.

Розрахунок гіпотетичних солей (в тому числі й токсичних у еквівалентах хлору) для дослідних ділянок ксп. Підгурівський свідчить про їх незначну кількість навіть в умовах 30-річного зрошення (табл. 3). Розрахована кількість токсичних солей в еквівалентах хлору на незрошуваних ділянках не перевищує 0,073 мг-екв/100 г ґрунту, у зрошуваних 3 роки – 0,242, зрошуваних 30 років – 0,989 мг-екв/100 г ґрунту при граничному регламентованому значенні 5 [10, 18].

Аналіз показав, що найбільш поширеними солями у ґрунтах господарства є хлориди натрію та гідрокарбонати кальцію, відсутні у прошарках ґрунтів сульфати кальцію та хлориди магнію, меншою мірою – гідрокарбонати натрію.

Таблиця 2. Запаси солей у різних прошарках профілю ґрунту, т/га

Сума солей	HCO ₃	Cl	SO ₄	Ca	Mg	Na+K	K	Шар ґрунту, см
Незрошувані ґрунти, 1997 р.								
1,476	0,950	0,042	0,156	0,229	0,071	0,027	0,023	0-20
1,812	1,173	0,039	0,180	0,307	0,080	0,033	0,013	20-40
1,791	1,317	0,020	0,051	0,295	0,077	0,032	0,013	40-60
1,881	1,363	0,019	0,060	0,348	0,050	0,041	0,014	60-80
1,879	1,379	0,019	0,054	0,309	0,074	0,044	0,013	80-100
5,028	3,506	0,050	0,273	0,826	0,128	0,245	0,036	100-150
5,583	3,857	0,050	0,375	0,826	0,214	0,261	0,052	150-200
8,839	6,183	0,139	0,501	1,489	0,351	0,177	0,076	0-100
10,611	7,363	0,100	0,648	1,651	0,343	0,506	0,088	100-200
Зрошувані 3 роки, 2000 р.								
1,910	1,279	0,042	0,129	0,430	0,018	0,012	0,014	0-20
1,686	1,141	0,037	0,105	0,358	0,026	0,018	0,010	20-40
1,802	1,223	0,036	0,101	0,369	0,015	0,057	0,005	40-60
1,906	1,295	0,039	0,110	0,428	0,017	0,018	0,005	60-80
2,047	1,412	0,075	0,054	0,335	0,032	0,139	0,005	80-100
5,444	3,419	0,250	0,426	0,894	0,128	0,327	0,014	100-150
7,078	3,769	0,450	1,023	0,846	0,206	0,784	0,018	150-200
9,350	6,350	0,228	0,500	1,921	0,108	0,244	0,038	0-100
12,522	7,188	0,700	1,449	1,741	0,334	1,111	0,032	100-200
Зрошувані 30 років, 2000 р.								
1,957	0,658	0,396	0,355	0,100	0,107	0,340	0,032	0-20
2,450	0,831	0,251	0,675	0,153	0,084	0,455	0,006	20-40
3,836	1,137	0,894	0,640	0,246	0,115	0,803	0,010	40-60
3,626	1,278	0,826	0,414	0,267	0,062	0,778	0,005	60-80
4,195	1,478	0,820	0,671	0,284	0,140	0,803	0,006	80-100
4,487	1,424	1,150	0,580	0,385	0,171	0,776	0,006	100-125
4,026	1,578	0,850	0,460	0,378	0,171	0,588	0,008	125-150
4,126	1,578	0,675	0,767	0,413	0,236	0,457	0,011	150-175
3,191	1,622	0,450	0,307	0,310	0,193	0,310	0,008	175-200
16,064	5,381	3,187	2,756	1,051	0,508	3,180	0,059	0-100
11,343	4,777	1,975	1,535	1,101	0,600	1,356	0,027	100-200

Оцінювання змін водно-фізичних властивостей ґрунтів при тривалому зрошенні. Чорнозем звичайний є легкоглинистим ґрунтом на лесі. Щільність твердої фази ґрунту в ньому зростає з глибиною і змінюється від 2,61 в орному шарі до 2,72 г/см³ на глибині 140-150 см (табл. 4).

Аналіз основних фізичних властивостей чорнозему звичайного до початку зрошення (1949 р.) і після 30 років зрошення (2000 р.), виконаних за методикою [12], свідчить про збільшення щільності ґрунту, щільності твердої фази ґрунту і зниження її пористості.

Таблиця 3. Уміст гіпотетичних солей в профілі ґрунтів

Шар ґрунту, см	Ca(HCO ₃) ₂	Mg(HCO ₃) ₂	NaHCO ₃	CaSO ₄	MgSO ₄	NaSO ₄	MgCl	NaCl	Екв. Cl	KCl
Незрошувані ґрунти, 1997 р.										
0-20	0,4	0,120	0,000	0,000	0,080	0,030	0,000	0,010	0,062	0,030
20-40	0,6	0,120	0,000	0,000	0,130	0,026	0,000	0,028	0,073	0,014
40-60	0,6	0,240	0,000	0,000	0,010	0,046	0,000	0,008	0,033	0,014
60-80	0,65	0,150	0,000	0,000	0,000	0,045	0,000	0,020	0,043	0,014
80-100	0,6	0,230	0,010	0,000	0,000	0,042	0,000	0,020	0,046	0,014
100-150	0,6	0,150	0,050	0,000	0,000	0,080	0,000	0,020	0,070	0,014
150-200	0,6	0,250	0,030	0,000	0,000	0,110	0,000	0,020	0,072	0,018
Зрошувані 3 роки, 2000 р.										
0-20	0,700	0,000	0,000	0,050	0,041	0,000	0,009	0,017	0,048	0,014
20-40	0,700	0,000	0,000	0,000	0,082	0,001	0,000	0,029	0,057	0,011
40-60	0,750	0,030	0,000	0,000	0,020	0,063	0,000	0,035	0,057	0,005
60-80	0,760	0,000	0,000	0,040	0,043	0,000	0,007	0,028	0,049	0,005
80-100	0,650	0,100	0,110	0,000	0,000	0,042	0,000	0,075	0,132	0,005
100-150	0,650	0,130	0,000	0,000	0,020	0,105	0,000	0,095	0,125	0,005
150-200	0,615	0,240	0,005	0,000	0,000	0,300	0,000	0,175	0,242	0,005
Зрошувані 30 років, 2000 р.										
0-20	0,350	0,370	0,000	0,000	0,230	0,272	0,000	0,728	0,860	0,032
20-40	0,400	0,280	0,000	0,000	0,080	0,635	0,000	0,365	0,513	0,005
40-60	0,400	0,180	0,000	0,000	0,120	0,305	0,000	0,795	0,885	0,005
60-80	0,400	0,150	0,050	0,000	0,000	0,253	0,000	0,677	0,751	0,003
80-100	0,440	0,280	0,000	0,000	0,070	0,353	0,000	0,697	0,785	0,003
100-125	0,560	0,090	0,000	0,000	0,310	0,033	0,000	0,917	0,989	0,003
125-150	0,550	0,170	0,000	0,000	0,230	0,044	0,000	0,676	0,735	0,004
150-175	0,600	0,120	0,000	0,000	0,430	0,025	0,000	0,535	0,631	0,005
175-200	0,450	0,290	0,000	0,000	0,160	0,025	0,000	0,355	0,397	0,005

Так, щільність ґрунту орного шару за період 50 років між спостереженнями збільшилася на 0,47, підорного - на 0,27 г/см³. У більш глибоких шарах (40-150 см) щільність ґрунту збільшилася на 0,16-0,28 г/см³ (рис. 2). Щільність твердої фази ґрунту майже не змінилася у всьому 1,5-метровому профілі.

Пористість зрошуваного протягом 30 років ґрунту в шарі 0-20 см у 2000 р була на 17,3 % нижчою, ніж була у 1949 р. (рис. 3) і на 8,4 % меншою, ніж на початку зрошення (1970 р.) цього поля радгоспу «Підгурівський», що є наслідком ущільнюючої дії важких оброблюваних знарядь праці та падаючих краплин води при зрошенні.

Таблиця 4. Водно-фізичні властивості чорноземів звичайних зрошуваних 30 років

Шар ґрунту, см	Щільність твердої фази, г/дм ³	Щільність ґрунту, г/дм ³	Пористість, %	Вологість засихання, %	Найменші запаси вологи, мм
0-10	2,61	1,48	43,3	14,6	23,2
10-20	2,62	1,48	43,5	13,7	21,9
20-30	2,64	1,32	50,0	15,2	19,6
30-40	2,65	1,32	50,2	14,9	19,1
40-50	2,67	1,27	52,4	15,3	17,6
50-60	2,68	1,27	52,6	14,3	17,9
60-70	2,68	1,29	51,9	14,6	17,5
70-80	2,69	1,29	52,0	13,9	18,7
80-90	2,69	1,33	50,6	13,9	18,2
90-100	2,7	1,33	50,7	12,9	19,1
100-110	2,7	1,33	50,7	14,3	17,1
110-120	2,71	1,35	50,2	13	19,6
120-130	2,71	1,35	50,2	13,3	18,3
130-140	2,72	1,37	49,6	12,2	19,4
140-150	2,72	1,37	49,6	12,5	18,2

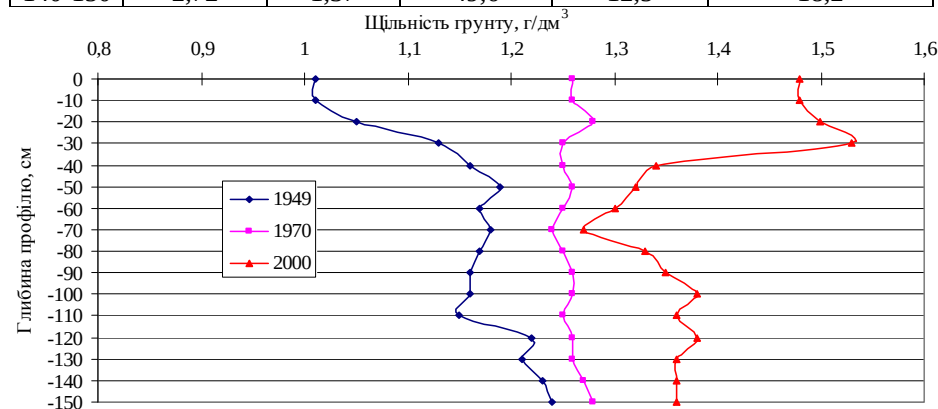


Рис. 2. Зміна щільності ґрунту в часі

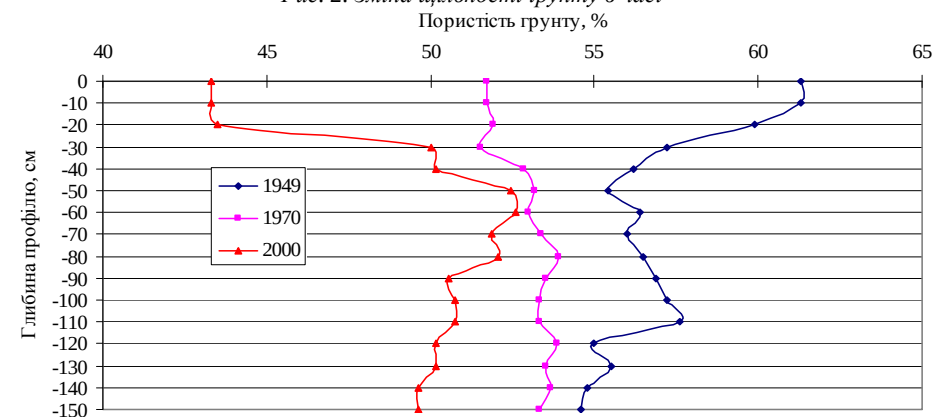


Рис. 3. Зміна пористості ґрунту в часі

Між щільністю і пористістю існує зворотна залежність: чим щільніший ґрунт, тим менша його пористість. Агрофізична оцінка пористості орного шару ґрунту за Качинським [12] свідчить про зниження показників у зрошуваних і незрошуваних ґрунтах до задовільних для орного шару. З пористістю ґрунту пов'язані такі властивості ґрунту як водопроникність, вологоємність, повітропроникність, аерація.

Найменша вагова вологоємність практично у всьому 1,5-метровому профілі ґрунту зменшилася порівняно з 1949 р. під впливом зрошення і важкої техніки на 5,2-7,3 %. При цьому значно зменшився коефіцієнт фільтрації, особливо у верхньому - 40 см шарі, що є наслідком ущільнення ґрунтів під впливом важкої сільсько-господарської техніки й зрошення.

У таблиці 5 наведено запаси вологи для різних шарів чорнозему звичайного ксп. Підгур'ївський.

Таблиця 5. Запаси вологи у різних шарах ґрунту

Шар ґрунту, см	Запаси вологи, мм		
	непродуктивної за вологістю засихання	продуктивної за вологоємністю найменші	повні
0-20	29	45	92
0-50	82	101	208
0-100	163	193	410
0-150	242	285	608

Оцінювання змін фізико-хімічних властивостей ґрунтів при тривалому зрошенні. Ґрунтовий поглинаючий комплекс чорноземів звичайних легкоглинистих характеризується високим ступенем насичення магнієм і кальцієм.

Ґрунти добре забезпечені гумусом, загальним азотом, органічною речовиною. Вміст гумусу у ґрунтах господарства з 1949 р. зазнав значних змін (рис. 4). Так, у верхньому 0-20 см шарі ґрунту вміст гумусу з 1949 по 2000 рр. скоротився на 1,49 %. Зниження вмісту гумусу відмічене до глибини 50 см. Нижче спостерігається накопичення гумусу, що пов'язане з більш глибокою кореневою системою зрошуваних рослин і перерозподілом гумусу з верхніх шарів у нижні при вимиванні кальцію.

Уміст рухомих форм фосфору в орному шарі відповідає середньому

та підвищеному рівню забезпеченості, що для чорноземів звичайних є недостатнім і потребує додаткового внесення. За рівнем забезпечення рухомих калієм ґрунти відносяться до середньо забезпечених. При плануванні високих врожаїв необхідно додатково вносити калійні добрива.

Ґрунти мають невисокий вміст мінералізованого азоту (табл. 6), що свідчить про незначне або давнє (декілька років назад) внесення азотних мінеральних добрив.

У складі увібраних основ переважають катіони кальцію, вміст яких складає 16,4-27,2 мг-екв/100 г ґрунту, або 69,86-89,6 % до суми основ. Уміст увібраного магнію – 2,4-7,2 мг-екв/100 г ґрунту або 10,34-28,96 %. Уміст увібраного натрію не перевищує 0,36 мг-екв/100 г або 1,18 % на зрошуваних ділянках і 0,12 мг-екв/100 г ґрунту – на богарних. Отже,

як зрошувані, так і незрошувані грун-
нти за вмістом натрію є неосолон-
цьованими у всьому 0-200 см профілі
(табл. 4.4.6) за методикою [19].
Уміст гумусу, %

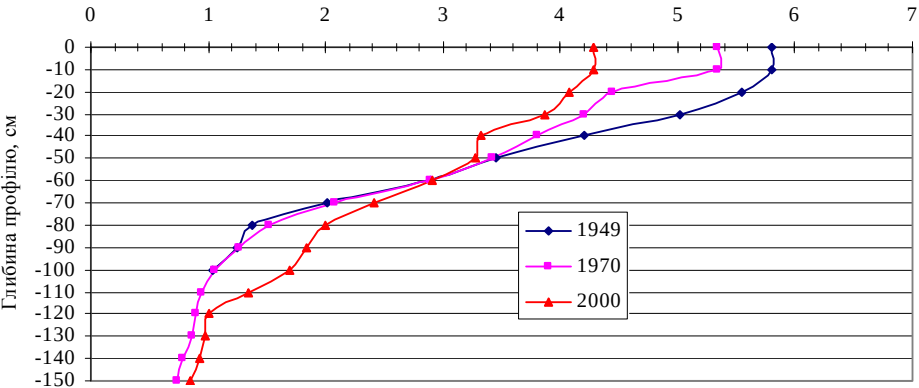


Рис. 4. Динаміка зміни гумусу в профілі ґрунту

За вмістом увібраного магнію незрошувані ділянки відносяться до неосолонцьованих у шарі ґрунту 0-60 см і слабо осолонцьованих - у шарі ґрунту 60-100 см.

На зрошуваних ділянках уміст увібраного магнію дещо зростає порівняно з незрошуваними ділянками; ґрунти слабо осолонцьовані в орному шарі, інколи у шарі 20-40 см та глибше 60 см, що викликано незадовільними характеристиками поливної води. Поливна вода, яка використовувалась на зрошення, мала гідрокарбонатний магнієво-кальцієвий склад, тобто такий, який сприяє накопиченню у ґрунтового поглинального комплексі увібраних катіонів магнію. Крім того, вода має високий вміст водневих іонів і карбонатів (CO₃), що може сприяти утворенню соди у поливних ґрунтах при високих температурах у повітрі й ґрунтах (більше 25° С), тобто у літній період.

Чорноземи звичайні характеризуються досить високою ємністю погли-

нання (23,2-34 мг-екв/100 г ґрунту), що значно підвищує протистояння до змін (погіршення властивостей, деградації ґрунтів), викликаних антропогенним впливом (у тому числі й до змін, викликаних перебігом різних хімічних процесів у зоні аерації при зрошенні неякісною водою).

Отже, на сьогодні ґрунти господарства за вмістом карбонатів кальцію (CaCO₃) і катіонів у ґрунтового вбирному комплексі можна оцінити як стійкі до зрошення, а еколого-меліоративний стан земель господарства оцінюється як добрий.

Якщо стан агрохімічних властивостей ґрунтів господарства за виконаними аналізами можна охарактеризувати як позитивний і такий, що не викликає занепокоєння на найближче майбутнє, то стан ґрунтів за вмістом мікроелементів (у тому числі й важких металів) дуже насторожує, вимагає постійного контролю й прийняття заходів із його поліпшення.

Таблиця 6. Агрохімічні властивості ґрунтів за найбільш характерними розрізами

Глибина відбору, см	Вааловий уміст, %			рН со-льове	Увібрані основи в мг-екв/100 г					Рухомі, мг/100 г ґрунту						
	гумус,	азот	СаСО ₃		Са	%				К ₂ О ₅	P ₂ О ₅	NO ₂	NO ₃	NH ₄		
						Mg	Na	Сума	Са						Mg	Na

Незрошувані ґрунти, 1997 р.																
0-20	4,20	0,27	3,84		32,5	3,6	0,06	36,16	89,87	9,96	0,17	21,5	24,5	0,12	6,6	2,4
20-40	3,76	0,20	8,44		30,1	4,2	0,10	34,40	87,50	12,21	0,29	18,2	18,1	0,14	6,4	2,4
40-60	3,09	0,14	12,36		28,8	5,3	0,18	34,28	84,01	15,46	0,53	8,7	8,4	0,15	6,4	1,7
60-80	2,48	0,12	14,52		21,6	5,2	0,18	26,98	80,06	19,27	0,67	10,0	8,1	0,08	6,2	1,2
80-100	2,02	0,09			19,4	5,0	0,18	24,58	78,93	20,34	0,73	7,8	7,6	0,08	5,9	1,3
100-150	0,85	0,06			17,8	5,5	0,20	24,50	72,64	22,45	0,81	7,3	7,1	0,06	5,3	0,9
150-170	0,70	0,05			16,6	5,8	0,21	22,61	73,42	25,65	0,93	6,8	5,2	0,04	3,1	0,9
Зрошувані 3 роки, 2000 р.																
0-20	4,34	0,376	3,15	1,63	22,6	2,6	0,02	25,22	89,61	10,31	0,08	19,5	28,1	0,117	0,900	2,2
20-40	3,80	0,2067	7,20	3,17	20,8	2,4	0,016	23,216	89,59	10,34	0,07	15,5	24,75	0,042	0,113	2,1
40-60	2,90	0,1592	10,20	4,49	21,6	4,2	0,016	25,816	83,67	16,27	0,06	9,0	6,25	0,057	0,058	1,8
60-80	2,36	0,1207	10,84	4,76	19,9	5,2	0,033	25,133	79,18	20,69	0,13	8,5	6,50	0,061	0,055	1,3
80-100	2,06	0,0997	11,41	5,02	19,2	5,2	0,033	24,433	78,58	21,28	0,14	7,75	6,50	0,063	0,053	1,2
Зрошувані 30 років, 2000 р.																
0-20	3,92	0,2107	1,06	1,67	22,8	6,7	0,24	29,74	76,66	22,53	0,91	14,6	18,5	0,085	0,875	1,9
20-40	3,37	0,1645	6,10	2,68	25,2	7,2	0,33	32,73	77,00	22,00	1,00	13,0	14,0	0,0542	0,257	1,5
40-60	3,37	0,133	8,50	3,74	23,0	4,4	0,36	27,76	82,85	15,85	1,30	8,5	9,5	0,0392	0,149	0,6
60-80	2,28	0,0805	12,71	5,59	16,4	6,8	0,277	23,477	69,86	28,96	1,18	6,75	5,75	0,0384	0,099	0,3
80-100	1,96	0,1106	9,90	4,45	16,7	5,6	0,15	22,45	74,39	24,94	0,67	6,90	5,7	0,0540	0,080	1,1

Оцінювання валового хімічного складу й змін вмісту мікроелементів у профілі ґрунту. Розподіл валового вмісту хімічних елементів у профілі ґрунтів, зростання переваги одних над іншими дають можливість установити інтенсивність прискорення процесу біогенної акумуляції або фізико-хімічного вилуговування [11, 14].

У профілі ґрунтів усіх ділянок переважає оксид кремнію. Вміст SiO_2 із поверхні ґрунту до глибини 100 см зменшується у всіх розрізах. Інтервал зміни вмісту оксидів кремнію в метровому профілі зрошуваного 10 років ґрунту – 64,20-61,84 %, а зрошуваних 30 років – 67,05-62,42 %. Зі збільшенням тривалості терміну зрошення в ґрунті збільшується вміст оксидів кремнію (табл. 7).

Таблиця 7. Валовий хімічний склад чорноземів звичайних, % на суху речовину в шарі ґрунту

Оксиди	Після 10 років зрошення					Після 30 років зрошення				
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100
Втрати при обробці	10,25	10,65	11,05	10,91	11,14	8,60	9,01	9,43	10,83	11,96
SiO_2	64,2	62,97	61,74	62,04	61,84	67,05	66,48	65,91	63,19	62,42
Al_2O_3	9,96	9,77	9,58	8,88	8,66	9,90	9,65	9,39	8,86	8,64
Fe_2O_3	3,49	3,45	3,40	3,02	3,00	3,65	3,59	3,52	3,30	3,14
TiO_2	0,68	0,68	0,67	0,62	0,6	0,72	0,70	0,68	0,65	0,64
MnO	0,37	0,37	0,37	0,40	0,03	0,38	0,38	0,38	0,38	0,38
MgO	1,16	1,17	1,18	1,19	1,03	1,11	1,10	1,08	1,09	1,08
CaO	3,92	4,94	5,95	8,14	9,09	1,72	2,59	3,46	6,62	6,91
Na_2O	0,67	0,63	0,58	0,67	0,69	0,71	0,70	0,68	0,68	0,67
K_2O	1,78	1,75	1,71	1,64	1,54	1,83	1,80	1,76	1,69	1,64
P_2O_5	0,14	0,13	0,11	0,09	0,05	0,14	0,13	0,11	0,09	0,08
SO_3	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02
Cl	0	0,00	0	0	0	0	0,00	0	0	0
H_2O	3,35	3,49	3,63	2,38	2,31	4,16	3,87	3,58	2,59	2,42

Другим за відсотковим умістом оксидом у ґрунтах є алюміній. Його вміст зменшується з глибиною й змінюється в межах 9,96-8,64 %.

Уміст оксидів кальцію має чітко виражену закономірність у профілі – зростання вмісту з глибиною. З поверхні і до глибини 60 см його концентрація збільшується поступово. При цьому, середнє значення для шару ґрунту, зрошуваного 10 років, становить 4,94 %, зрошуваного 30 років – 2,59 %. Отже, чим довше зрошується ґрунт, тим більше він втрачає оксиду

кальцію, одного з найцінніших для сільськогосподарського виробництва.

Зменшення вмісту оксиду кальцію на зрошуваних ділянках є наслідком частішої зміни окислювально-відновних процесів у зоні аерації, що викликають розчинення і фізико-хімічне вилуговування CaO інфільтраційним потоком поливної води.

У профілі зрошуваних ґрунтів відзначено зменшення вмісту оксидів титану, магнію, калію, заліза (табл. 7). Гідроокисні мінерали тривалентного заліза в автоморфних ґрунтах

слабо розчинні й інертні. При зміні автоморфного водного режиму ґрунту на гідроморфний промивний міняється валентність заліза (із трьох на двохвалентне), воно стає більш рухомим у складі сполук бікарбонатів, сульфідів і сульфатів та мігрує вниз по профілю ґрунтів. Цим пояснюється зменшення сполук заліза у верхньому метровому шарі зрошуваних ґрунтів.

Аналогічно у перезволожених ґрунтах мігрує й титан.

У верхньому 0-60 см шарі зрошуваних земель відзначено нагромадження Na_2O порівняно з умістом на незрошуваній ділянці.

Зменшення співвідношення між валовим умістом CaO/MgO в метровому шарі зрошуваної ділянки до 2,94, у порівнянні з 3,52 у незрошуваному ґрунті, свідчить про розвиток процесу гідроморфізму, що характерний для перезволожених ґрунтів при промивному типі водного режиму.

Зростання вмісту глинозему (Al_2O_3) у зрошуваних ґрунтах, у порівнянні з незрошуваними, свідчить про наявність процесу оглеєння перезволожених ґрунтів.

Отже, зрошення чорноземів звичайних водою Південного Бугу веде до розвитку переважаючих процесів фізико-хімічного вилуговування і переміщення речовин із верхнього шару ґрунту в більш низькі. Процеси акумуляції речовин у верхньому метровому шарі ґрунту характерні для оксидів натрію й глинозему.

Кількість і склад мікроелементів у ґрунтах визначаються як внутрішніми, так і зовнішніми факторами. До

внутрішніх факторів нагромадження і міграції відносяться властивості елементів, їхня реакційна здатність, утворені сполуки. Зовнішні фактори – це природні умови: температура, вологість, величина рН, наявність органічних речовин, мінеральні супутники й ін. У даному випадку зовнішнім фактором нагромадження важких металів у ґрунтах поблизу Первомайська є роботи з ліквідації ракетних шахтно-пускових комплексів. Дослідження показали, що найбільш сильно забруднені важкими металами верхні горизонти ґрунту, тобто це свіже забруднення, яке ще не промита атмосферними й іригаційними водами.

Вміст важких металів хрому, миш'яку, кадмію, ртуті, свинцю, мєншою мірою міді й цинку перевищує встановлені граничнодопустимі концентрації (ГДК) для ґрунтів України. При цьому, концентрація миш'яку перевищує ГДК у 3-6,3 разів, кадмію – у 4-7,4 разів у всіх без винятку пробах 0-100 см профілю (рис. 5).

За рівнем забруднення миш'яком і ртуттю ґрунти відносяться до дуже сильно забруднених за критеріями, прийнятими в Україні (табл. 8) [19].

Зважаючи на те, що рівні концентрації міді, хрому, цинку (рис. 6) та ін. металів у верхньому 0-20 см шарі значно перевищують вміст у більш глибоких шарах (на зрошуваних землях також), можна припустити, що це накопичення і забруднення відбулись в останній період і пов'язані з атмосферою чи, принаймні, з хімічними реакціями на границі атмосфери й літосфери.

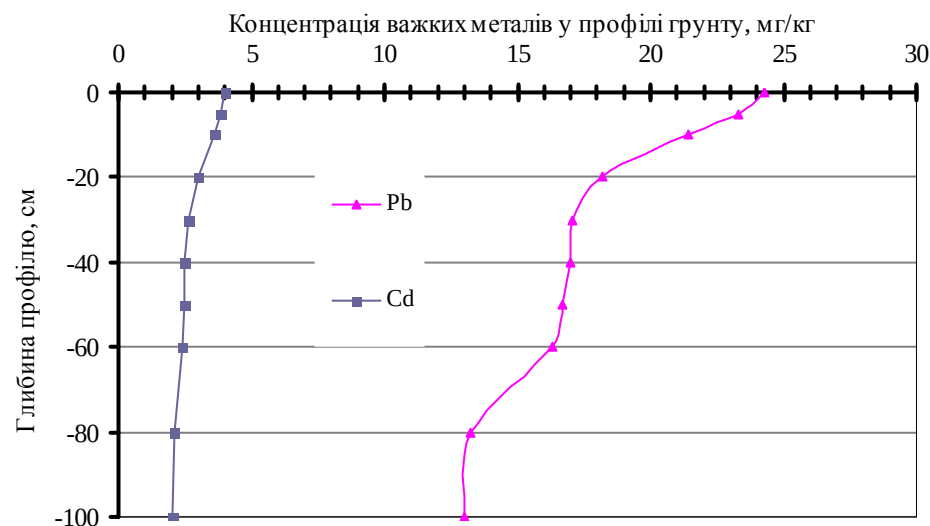


Рис. 5. Розподіл умісту свинцю та кадмію в профілі ґрунту

Таблиця 8. Валовий вміст елементів, мг/кг абсолютно сухого ґрунту

Інгредієнт	Вміст у шарі ґрунту, см					Фон для чорноземів	ГДК, мг/кг
	0-20	20-40	40-60	60-80	80-100		
Ti	4300	4100	4000	3900	3700		
Cr	230	153	108	100	100	71	100
Mn	770	660	520	480	440	661	1500
Fe	29000	26900	26100	25200	23600	21820	
Al	52700	52000	50700	47000	46100		
Ni	31	22	21	18	16	23	85
Cu	66	42	20	18	17	20	55
Zn	78	73	68	60	58	62	73
Ga	12,3	12,7	11,2	10,7	10,2		
As	8,0	11,4	11,6	12,7	12,1		2,0
Br	8,2	10,7	11,4	13,0	12,5		
Rb	90	88	82	76	71		
Sr	128	134	140	182	174	132	
Zr	435	380	401	390	437	299	
Nb	49	42	35	20	17		
Cd	3,3	2,9	2,6	2,3	2,1	0,5	0,5
Sn	9,6	5,6	6,6	8,0	10,2	3,2	
Ba	430	421	406	379	361		
Ce	71	63	59	48	41		
Nd	26	23	20	31	37		
Hg	4,4	3,0	2,2	1,9	1,7		2,1
Pb	20,0	18,3	17,9	14,4	13,2	10,0	12,0

На сьогодні граничнодопустимі рівні забруднення встановлено лише для найбільш токсичних елементів і з урахуванням, що інших токсичних

речовин у ґрунтах не буде. Але ж є і менш токсичні речовини, де їх різноманітність лише посилює сумарну токсичну дію. У таких випадках прийнято порівнювати концентрації вмісту елементів і речовин з їх фоновими значеннями у ґрунтах. Вихо-

дячи з цього, можна констатувати, що крім перерахованих елементів ще й вміст нікелю, міді, цинку, стронцію, цирконію, олова у ґрунтах перевищує фонові показники для чорноземів звичайних України.

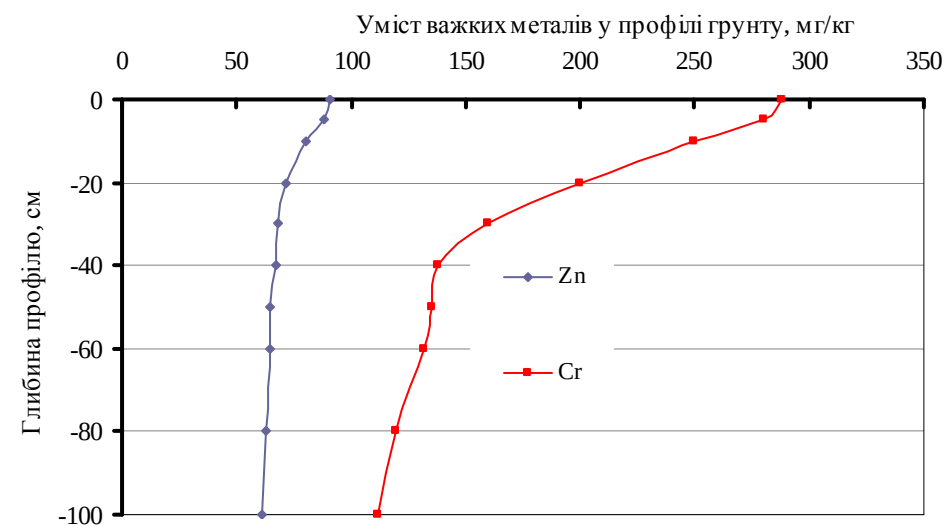


Рис. 6. Розподіл умісту хрому та цинку у профілі ґрунту

В цілому, вміст усіх важких металів у ґрунтах господарства значно вищий, ніж в аналогічних зонах півдня України (за винятком земель, які прилягають до Криворізьського гірничорудного басейну).

Дуже значне забруднення ґрунтів господарства за нормативами, прийнятими в Україні, є дуже незначним порівняно з нормами забруднення, прийнятими в інших країнах.

Згідно прийнятих у Нідерландах норм [20], забруднення ґрунтів важкими металами поділяються на : А - фоновий, В- рівень, який не вимагає досліджень, С - рівень, який вимагає досліджень, Д - рівень, який вимагає термінової очистки. За нормами забруднення ґрунтів, прийнятими в Ні-

дерландах, концентрація забруднюючих речовин у господарстві "Підгур'ївський" не перевищує фонових значень (навіть і за миш'яком).

За показником забруднення ґрунтів, прийнятим у Росії [14, 17], зафіксовані концентрації також не перевищують допустимого рівня забруднення.

До наведеного можна додати, що продукція сільськогосподарських рослин вирощена на ґрунтах з таким умістом важких металів, зазвичай має також високі концентрації (вищі за ДОК) цих же металів. Крім того, виявлені у ґрунтах важкі метали накопичуються у сільськогосподарській продукції у прямо пропорційній залежності і можуть утворювати

складні речовини (у поєднанні з біогенами, залишками пестицидів і іншими), які є значно токсичнішими ніж самі елементи. З цієї точки зору вирощена продукція рослинництва і садівництва вимагає хоча б вибіркового контролю на якість і відповідність класам при споживанні й реалізації.

Висновки

1. Як зрошувані так і незрошувані ґрунти господарства смт. “Підгур’ївський” відносяться до незасолених з умістом солей у 0-200 см профілі не вище 0,087 %, хімізм засолення гідрокарбонатний кальцієвий.

2. Ґрунтовий покрив не осолонцьований за натрієм, вміст якого не перевищує 1,5 % від суми увібраних катіонів, та слабо осолонцьований за магнієм глибше 60 см на незрошуваних ділянках і з поверхні – на зрошуваних.

3. Ґрунти добре забезпечені гумусом, загальним азотом, органічною

речовиною. Уміст рухомих форм фосфору в орному шарі відповідає середньому та підвищеному рівню забезпеченості, що для чорноземів звичайних є недостатнім і потребує додаткового внесення. За рівнем забезпечення рухомих калієм ґрунти відносяться до середньо забезпечених. При плануванні високих врожаїв необхідно додатково вносити калійні добрива.

4. Поблизу Первомайська, де проводили утилізацію шахтно-ракетних комплексів, уміст важких металів хрому, миш’яку, кадмію, ртуті, свинцю, в меншій мірі міді й цинку перевищує встановлені граничнодопустимі концентрації для ґрунтів України. При цьому, концентрація миш’яку перевищує ГДК у 3-6,3 рази, кадмію - у 4-7,4 рази у всіх без винятку пробах 0-100 см профілю. За рівнем забруднення миш’яком і ртуттю ґрунти відносяться до дуже сильно забруднених за критеріями, прийнятими в Україні.

Література

1. Агрохімія / За ред. М.М. Городнього. К.: ТОВ Алефа, 2003. 778 с.
2. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. - Л.: Агропромиздат. Ленинград. отделение. 1987. - 142 с.
3. Алексеев В.Е. Способ количественного определения первичных минералов в почвах и породах методом рентгеновской дифрактометрии // Почвоведение. 1994. № 1. С. 104-109.
4. Аринушкина Э.В. Руководство по химическому анализу почв. Изд. 2-ое, переработанное и дополненное. М.: Изд-во МГУ, 1970. - 630 с.
5. Базилевич Н.И., Панкова Е.И. Опыт классификации почв по засолению. // Почвоведение, 1968, № 11, с. 3-16.
6. Бондарчук В.Г. Геология Украины. К.: Академия наук УРСР. 1959. 832 с.
7. Гидрогеология СССР. Т.5. Украинская ССР. М. Недра, 1971. 614 с. (112)
8. ГОСТ 26213-84. Почвы. Определение гумуса по методу Тюрина в модификации ЦИНАО. М.; Изд-во стандартов, 1984. (135)
9. ГОСТ 26950-86. Почвы. Метод определения обменного натрия. М.; Изд-во стандартов, 1986. - 6с.(151)
10. Державний стандарт України. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. ДСТУ 2730-94. Введений з 1.01.1995 р. 14 с.

11. Добровольский В.В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами // Почвоведение. 1999. №5. С.639-645.
12. Качинский Н.А. Физика почв. М.: Высшая школа. 1965. 324 с.
13. Клімат України / За ред. В.М. Ліпінського, В.А. Дячука, В.М. Бабіченко. Київ. Видавництво Раєвського, 2003. 343 с.
14. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 263 с.
15. Лозовіцький П.С. Передкартографіні дослідження хімічного складу ґрунтового покриву і його забруднення важкими металами у “АТ Підгур’ївський” Миколаївської області // Картографія та вища школа. К.: ВГА Обрії, 2003. Вип. 8. С. 113-119.
16. Лозовіцький П.С., Молочко А.М., Лозовіцький А.П. Екологічна оцінка якості води Південного Бугу // Картографія та вища школа. К.: Інститут передових технологій, 2008. Вип. 13. - С. 113-126.
17. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных и продукции растениеводства (изд. 2-е, переработанное и дополненное), М.; ЦИНАО, 1992. - 61с.
18. Минашина Н.Г. Токсичные соли в почвенном растворе, их расчет и классификация по степени засоления // Почвоведение, 1970, № 8. - С. 92-105.
19. Організація і ведення еколого-меліоративного моніторингу. Частина 1 – зрошувані землі. ВБН 33-5.5-01-97. Київ. Державний комітет України по водному господарству. Наказ № 85 від 30.09.1997. – 56 с.
20. Evaluating soil contamination // Biol. Rept. 1990. V. 20. 25 p.

УДК 502.55

РАДІАЦІЙНІ НАСЛІДКИ ЛІСОВИХ ПОЖЕЖВ УКРАЇНИ

Азаров С.І.¹, Сидоренко В.Л.², Середа Ю.П.²

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

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

Аналізується радіаційне забруднення територій внаслідок лісових пожеж, забруднених технологічними радіонуклідами. Описано сценарій утворення і поширення шлейфу диму та випадання летучих часток радіоактивних продуктів згоряння. Проведено оцінку колективного радіаційного ризику ураження для населення в місцях вторинного забруднення радіонуклідами. **Ключові слова:** Чорнобильська катастрофа, лісові пожежі, радіаційні наслідки, колективний ризик, збитки.

Радиационные последствия лесных пожаров в Украине. Азаров С.И., Сидоренко В.Л., Середа Ю.П. Анализируется радиационное загрязнение территорий в результате лесных пожаров, загрязненных технологическими радионуклидами. Описан сценарий образования и распространения шлейфа дыма и выпадения летучих частиц радиоактивных продуктов сгорания. Проведена оценка коллективного радиационного риска поражения для населения в местах вторичного загрязнения радионуклидами. **Ключевые слова:** Чернобыльская катастрофа, лесные пожары, радиационные последствия, коллективный риск, убытки.

Radiation effects of forest fires in Ukraine. Azarov S., Sydorenko V., Sereda Y. The analysis of radioactive contamination of territories as a result of forest fires, technological contaminated with radionuclides. Carried scenario description formation and propagation plume of smoke and loss of volatile particles of radioactive products of combustion. The evaluation of the collective radiation risk of the population in areas affected by secondary contamination with radionuclides. **Keywords:** Chernobyl disaster, forest fires, radiation effects, collective risk, losses.

Через 28 років після Чорнобильської катастрофи стало ще більше очевидним, що у випадку великих ядерних аварій на обширних територіях страждають агроєкосистеми, формуються зони підвищеного екологічного ризику, докорінно порушуються історично сформована стабільність сільськогосподарського виробництва.

Аварія на Чорнобильській АЕС – це найбільша радіаційна катастрофа,

яка визнана МАГАТЕ як комунальна сільськогосподарська, спричинила забруднення сільськогосподарських угідь і призвела до довготривалого радіоактивного опромінення мешканців 12 областей України. Продукція агроєкосистем і частково лісових ценозів на забруднених територіях, що становить основу харчування людей, вносить суттєвий внесок у формування їх опромінення.

Виклад основного матеріалу

Внаслідок Чорнобильської катастрофи радіоактивне забруднення різної інтенсивності сформувалося у лісах 17 областей держави та АР Крим. На момент обстеження (1991–1992 рр.) на площі 1,23 млн га. Густина забруднення лісів ¹³⁷Cs перевищувала 37 кБк/м².

Базове радіаційне обстеження лісів України проведено ще у 1990–1992 роках, але матеріали, які були отримані в його результаті, є чинними і донині використовуються при плануванні лісгосподарських заходів на підприємствах.

За розрахунковими даними, в 2012 році порівняно з 1990 роком площа лісів з густиною забруднення

понад 37 кБк/м² зменшилась більш ніж на 400 тис. га (табл. 1).

Від радіоактивного забруднення найбільше постраждали ліси полісся України. При цьому, частка лісів з густиною забруднення ґрунту ¹³⁷Cs вище 37 кБк/м² у Житомирській, Рівненській, Київській областях становила відповідно 60,0 %, 56,2 %, 52,2 % загальної площі їх лісового фонду, а у Волинській, Чернігівській, Черкаській, Вінницькій та Сумській областях таких площ налічувалось близько 20 % (табл. 2).

З іншого боку, в Україні щороку фіксується в середньому понад 3500 лісових пожеж, а масова площа, яку охоплюють пожежі за рік, становлять біля 5000 га (табл. 3).

Таблиця 1. Динаміка площі лісів України найбільш забруднених ¹³⁴⁺¹³⁷Cs за зонами забруднення станом на 1992 та 2011 роки, тис. га [1, 2]

Рік	Площа обстеження лісів, тис. га	У тому числі забруднена радіонуклідами, кБк/м ²					Зміна площі < 37, кБк/м ²
		<37	37–185	185–555	555–1110	>1110	
1992	2576,2	1476,7	966,0	84,0	36,8	10,6	
2011	2573,4	1898,3	598,9	56,3	12,9	7,0	421,6

Таблиця 2. Забруднення лісових масивів України радіоактивним Cs-137

Назва області	Обстежено лісів, тис. га	Площа забруднення радіонуклідами, км ²			
		Зони забруднення ¹³⁷ Cs кБк/м ²			
		<37	37–185	185–555	555–1110
Вінницька	234,0	198,6	35,4	–	–
Волинська	353,1	295,7	57,4	–	–
Житомирська	974,3	388,3	450	98	38
Київська	416,4	198,1	187,6	20,1	10,6
Рівненська	728,8	331,5	391,0	6,3	–
Сумська	121,9	109,4	12,5	–	–
Чернігівська	725,5	609,9	102,2	13	0,4
Черкаська	241	190	49	2,0	–
Хмельницька	50	46	3,0	1,0	–

Таблиця 3. Пожежно-технічний стан лісових масивів в Україні (N – кількість лісових пожеж, S – лісова площа, пройдена пожежами) [3–5]

Область	Рік					
	1990		2000		2010	
	N, од.	S, га	N, од.	S, га	N, од.	S, га
Вінницька	15	22	14	20	17	31
Волинська	169	205	161	110	34	35
Житомирська	188	130	183	54	148	101
Київська	299	420	377	82	473	192
Рівненська	218	30	127	41	45	102
Сумська	115	50	43	33	226	123
Чернігівська	172	111	204	112	169	54
Черкаська	142	86	164	49	209	54
Хмельницька	19	18	27	11	35	14

Стохастичний характер процесів виникнення, розвитку і поширення лісових пожеж та варіювання ступеня горіння рослинних асоціацій на лісних масивах з різною густиною радіоактивного забруднення залежно від пожежного навантаження, сезону року та інших пожежотехнічних і метеорологічних факторів ускладнюють оцінку радіаційної обстановки та прогноз післярадіаційних наслідків.

При горінні лісової рослинності, забрудненої радіонуклідами, в навколишнє природне середовище викидаються радіоактивні продукти згоряння (РПЗ) у вигляді диму, які, перемішуючись в атмосфері разом з повітряними масами, можуть призвести до радіаційного впливу на здоров'я населення, що мешкає поблизу лісових насаджень, забруднених радіонуклідами.

Для опису сценарію утворення і поширення шлейфу диму та випадання летучих часток радіоактивних продуктів згоряння (РПЗ) була розроблена тривимірна модель з використанням балансових рівнянь імпульсу й енергії повітряного потоку та кількості частинок РПЗ в димовому

шлейфі. Була чисельно вирішена система звичайних диференціальних рівнянь для швидкості повітряного потоку по осі струменя, його перегріву відносно до навколишнього повітря, радіусу струменя диму і концентрації РПЗ у димовій структурі [6].

Кожен шар розглядається як окреме незалежне джерело РПЗ, для якого розраховувалась концентрація РПЗ в атмосфері на різних відстанях від місця лісової пожежі.

При комп'ютерному моделюванні розглядалася розігріта димово хмара РПЗ, яка за рахунок Архімедової сили підіймалася в атмосферу зі швидкістю не більше 10 м/с. Частки летучих РПЗ мали складний морфологічний і хімічний склад при густині 3–10 мг/см³, а їх спектр змінювався в широкому діапазоні розмірів 0,1–100 мкм при активносному медіанному аеродинамічному діаметрі від 30 до 50 мкм. Передбачалося, що після стабілізації хмари диму перенесення і розсіювання дрібнодисперсних фракцій здійснювалось в необуреній атмосфері, а дисперсний склад летучих часток в димовій хмарі змінювався тільки за рахунок гравіта-

ційного випадіння.

Для порівняння утворення і переміщення димової хмари РПЗ використовувалось рівняння динаміки аерозолі зі змінною масою.

У процесі математичного моделювання аналізувалися такі процеси [7]:

– перенос летучих часток РПЗ був направлений атмосферною течією;

– розвиток струменя при викиді нагрітих газів в атмосфері характеризувався зміною швидкості вітру, температури і тиску, а також постійним перемішуванням нагрітих газів з навколишнім повітрям;

– розсіювання дрібнодисперсних часток РПЗ відбулося за рахунок атмосферної турбулентної дифузії й їх седиментації в полі тяжіння, а також взаємодії з підстильною поверхнею.

Остаточна картина радіоактивного забруднення місцевості формувалася за час, який залежав від відстані до точки лісової пожежі і метеорологічних параметрів.

При розрахунку виносу із зони лісової пожежі використовувалась Гауссовська модель. Оскільки лісові масиви України розташовані в євро-

пейській частині, то найбільш імовірною приймалася нейтральна стратифікація атмосфери (категорія D по класифікації Пасквілла) [8].

Аналіз сценаріїв минулих лісних пожеж показав, що умови надходження радіонуклідів в атмосферу залежно від типу лісової пожежі (верховий, низовий, перехідний та ін.) можуть істотно різнитися за висотою викиду димової хмари в 3 рази, тривалості – в 2 рази, за радіонуклідним складом викиду на 10–30 %, а розрахунковий розкид в дозі опромінення не буде перевищувати 30 %. У результаті чисельних розрахунків було визначено, що одержані оцінки радіаційного ризику для населення є консервативними, оскільки враховувалося тільки зовнішнє опромінення від радіонуклідів, що потрапили на ґрунтово-рослинний покрив, і внутрішнє опромінення від інкорпорованих в організмі людини радіонуклідів при вдиханні і за рахунок міграції по харчових ланцюжках.

Колективний радіаційний ризик в зоні дії радіоактивного диму від місця лісової пожежі розраховували за формулою [9]:

$$R_C(L, \tau) = \int_0^{2\pi} \int_0^L \int_0^{Q(\tau)} \rho(L, V) R(L, \tau) H[F(L), Q(\tau)] f(Q) L dL dQ(\tau) d\tau, \quad (1)$$

де $\rho(L, V)$ – густина населення, що проживає у зоні впливу РПЗ;

$R(L, \tau)$ – індивідуальний радіаційний ризик;

$H[F(L), Q(\tau)]$ – умовна густина ймовірності лісової пожежі, яка приводить до дози опромінення $F(L)$ при активності викиду $Q(\tau)$;

$f[Q(\tau)]$ – імовірність лісових пожеж, яка приводить до викиду РПЗ в інтервалі $Q(\tau) = Q(\tau) + dQ(\tau)$;

L – відстань від лісової пожежі. Індивідуальний радіаційний ризик на відстані L від місця лісової пожежі розраховували за формулою:

$$R(L, \tau) = K(L) \int_{Q(\tau)} H[F(L), Q(\tau)] f(Q) dQ d\tau, \quad (2)$$

де $K(L)$ – фактор, що враховує рівномірність напруги вітру при лісовій пожежі.

Розподіл імовірностей вихідних подій кількості лісових пожеж визначали за формулою:

$$f(Q) = \int_0^{\tau} \int_{Q(\tau)} f[Q(\tau)] dQ d\tau. \quad (3)$$

Значення $f[Q(\tau)]$ можна представити у вигляді:

$$f[Q(\tau)] = \mu \left\{ 1 + \ln[Q(\tau)/\bar{Q}_0] [Q(\tau)\Delta\tau]^{-1} \right\}, \quad (4)$$

$$\mu = \left[(2\tau/\lambda)^{0,5} - 1 \right] \left[\ln Q(\tau)/\bar{Q}_0 \right]^{-1}, \quad (5)$$

де $\bar{Q}_0$ – вміст радіонуклідів у горючих лісових матеріалах;

$Q(\tau)$ – сумарна активність радіонуклідів, що викинута в атмосферу;

$\Delta\tau$ – очікуваний період часу між двома лісовими пожежами;

λ – частота лісових пожеж.

В табл. 4 представлені результати розрахунку за формулами (1–5) колективного радіаційного ризику від лісових пожеж в областях України в різні роки.

Таблиця 4. Колективний радіаційний ризик ураження для населення в місцях, що піддалися забрудненню чорнобильськими радіонуклідами

Область	Колективний радіаційний ризик, чол. · рік ⁻¹		
	Роки		
	1990	2000	2010
Вінницька	0,12	0,08	0,01
Волинська	1,32	0,19	0,12
Житомирська	5,76	0,45	0,34
Київська	4,32	0,66	0,29
Рівненська	2,68	0,23	0,17
Сумська	0,11	0,09	0,01
Чернігівська	3,25	0,34	0,21
Черкаська	1,34	0,07	0,09
Хмельницька	0,10	0,04	0,01

Як видно з даних у табл. 4 максимальний колективний радіаційний ризик за кожні роки становить 0,34 чол. · рік⁻¹, що не перевищує межу прийнятого ризику.

У табл. 5 наведені результати роз-

рахунку збитку від радіації для населення, яке мешкає в зоні впливу лісових пожеж, територія яких забруднена чорнобильськими радіонуклідами у період з 1990 по 2010 роки.

Таблиця 5. Збиток від радіації для населення України від пожеж у лісах, забруднених чорнобильськими радіонуклідами за період 1990–2010 роки

Область	Територія, тис. км	Населення області, тис. чол.	Індекс радіаційної небезпеки для населення	Шкода здоров'ю населення в зоні впливу лісової пожежі у \$ US
Вінницька	20,2	1071,8	1,7	$1,4 \cdot 10^3$
Волинська	26,5	1862,2	3,9	$0,7 \cdot 10^4$
Житомирська	29,9	1467,9	5,6	$8,3 \cdot 10^4$
Київська	28,1	1880,4	8,9	$4,8 \cdot 10^5$
Рівненська	20,1	1192,5	4,0	$0,9 \cdot 10^4$
Сумська	23,8	1384,3	0,7	$0,8 \cdot 10^3$
Чернігівська	31,9	1333,4	5,1	$4,5 \cdot 10^4$
Черкаська	20,9	1491,1	4,5	$3,0 \cdot 10^4$
Хмельницька	20,6	1498,4	1,2	$1,1 \cdot 10^3$

З табл. 5 виявляється, що потенційна небезпека шкідливих впливів радіації на населення різних регіонів України незначна. Однак короткочасне підвищення вмісту радіонуклідів у приземному шарі повітря можуть призвести до тяжких радіаційних наслідків [10].

служба України з надзвичайних ситуацій, при розробці плану заходів з радіаційного захисту населення на випадок пожеж у лісах, забруднених радіонуклідами, повинні гарантувати повне виключення опромінення населення дозою понад консервативного порога ефективної дози опромінення, що призводить до тяжких наслідків від детермінованих ефектів.

Висновки

Держсанепідслужба та Державна

Література

1. Національна доповідь про стан навколишнього середовища в Україні. – К.: Вид. Раєвського, 1994. – 178 с.
2. Інформаційно-аналітичні методики з питань подолання наслідків Чорнобильської катастрофи. Парламентські слухання / Постанова ВР України від 19 березня 2013 р. № 31-VII, п. 2. – К., 2013. – 65 арк.
3. Охорона навколишнього середовища в Україні. – К.: Вид. Раєвського, 1997. – 95 с.
4. Статистичний збірник "Довкілля України" за 1999 рік. – Київ, 2000. – 286 с.
5. Статистичний збірник "Довкілля України" за 2012 рік. – Київ, 2013. – 233 с.
6. Азаров С.І. Оценка пожарной опасности территорий, загрязнённых радионуклидами / С.І. Азаров, А.А. Однолько // Лесное хозяйство. – 1996. – № 3. – С. 15–16.
7. Азаров С.І. Загрязнение атмосферы Cs-137 при лесных пожарах в Чернобыльской зоне / С.І. Азаров // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1996. – Т. 36. – Вып. 4. – С. 506–515.
8. Азаров С.І. Методика расчёта переноса радионуклидов в результате пожаров в Чернобыльской зоне / С.І. Азаров // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1998. – Т. 38. – Вып. 7. – С. 102–109.
9. Азаров С.І. Оцінка радіаційних наслідків міських пожеж в Україні / С.І. Азаров // Український географічний журнал. – 2001. – № 2. – С. 52–54.
10. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). – К., 1997. – 121 с.

НЕБЕЗПЕКА ПОБІЧНИХ ПРОДУКТІВ ХЛОРУВАННЯ У ПИТНІЙ ВОДІ ДЛЯ ЖИВИХ СИСТЕМ

Стискал О. А., Петрук В. Г.

Вінницький національний технічний університет
Хмельницьке шосе, 95, 21021, м. Вінниця,
kafedraeeb@mail.ru

Проаналізовано побічні продукти хлорування питної води, їх небезпека для живих організмів, зокрема, для людини, що проявляється у загальнотоксичній, канцерогенній (виникнення злоякісних новоутворень печінки, нирок, щитоподібної залози, сечового міхура, молочної залози, стравоходу), мутагенній (розрив ниток ДНК, вроджені вади – дефекти міжшлункової перегородки, обструктивні дефекти сечовивідних шляхів) та тератогенній дії (недоношування вагітності або народження дітей з низькою вагою). **Ключові слова:** хлорування, знезараження, хлорорганічні сполуки, тригалогенметани, галогеноцтові кислоти.

Опасность побочных продуктов хлорирования в питьевой воде для живых систем. Стыскал О.В., Петрук В.Г. В статье проанализированы побочные продукты хлорирования питьевой воды, их опасность для живых организмов, в частности, для человека, которая проявляется общетоксическим, канцерогенным (возникновение злокачественных новообразований печени, почек, щитовидной железы, мочевого пузыря, молочной железы, пищевода), мутагенным (разрыв нитей ДНК, врожденные пороки, такие как дефекты межжелудочковой перегородки, обструктивные дефекты мочевыводящих путей) и тератогенным действием (недонашивание беременности или рождения детей с низким весом). **Ключевые слова:** хлорирование, обеззараживания, хлорорганические соединения, тригалогенметаны, галогенуксусные кислоты.

Danger of the chlorination by-products in drinking water for living systems. Styskal O.V., Petruk V.G. It was analyzed the by-products of chlorination of drinking water, their danger to living organisms, particularly for a human, which appears in toxic, cancerogenic (occurrence of cancer of the liver, kidney, thyroid, bladder, breast, esophagus), mutagenic (gap DNA's threads, birth defects, such as ventricular septal defects, urinary tract obstructive defects) and teratogenic effects (incomplete of pregnancy or birth of children with low weight) in the article. **Keywords:** chlorination, disinfection, organochlorine compounds tryhalohenmetany, haloacetic acid.

Зростання забруднення природних водойм та неможливість забезпечити за цих умов застарілими водоочисними технологіями високу якість питної води робить ризик для здоров'я населення від її споживання дуже високим. Не зважаючи на існуючі методи знезараження, хлорування й досі залишається найпоширенішим способом дезінфекції питної

води через окислювальну здатність, ефект післядії, простота та економічність застосування. Це створює проблему забруднення питної води побічними продуктами хлорування – хлорорганічними сполуками (ХОС), багато з яких проявляють токсичні, мутагенні, канцерогенні та тератогенні властивості і кумулятивний ефект. Це, в свою чергу, значно під-

вищує ризик виникнення різноманітних захворювань, у тому числі онкологічних. Тому проблема є надзвичайно актуальною і потребує детального вивчення і вирішення.

Отже, дослідження спрямоване на здійснення аналізу побічних продуктів хлорування питної води, їх небезпеку для живих організмів, зокрема, для людини.

Результати досліджень

Ще в 1976 році вченими було висунуте припущення, що органічні речовини, які містяться у воді, в процесі знезараження хлором (чи гіпохлоритом натрію або кальцію) взаємодіють з останнім і утворюють хлорорганічні побічні продукти. Основними факторами, які впливають на утворення побічних продуктів, є рН, час контакту з реагентом, температура, пора року, концентрація і властивості органічних речовин, концентрація хлору реагента і залишкового хлору. Встановлено, що з ростом рН підвищується формування тригалогенметанів (ТГМ), але зменшується формування галогеноцтових кислот (ГОК); зростає температура контакту з реагентом, а більші його дози сприяють більшому утворенню ТГМ і ГОК (відповідно концентрації побічних продуктів знезараження влітку вищі порівняно з зимою); збільшення концентрації органічних речовин теж веде до росту побічних продуктів, при цьому гумінові кислоти відповідають за утворення ТГМ, а фульвокислоти – за ГОК [1,2].

Отже, в процесі знезараження хлором утворюються побічні продук-

Тригалогенметани. Ця категорія включає такі речовини: хлороформ (CHCl_3), бромоформ (CHBr_3), дибромхлорметан (CHBr_2Cl), бромдихлорметан (CHBrCl_2). Встановлені нормативи вмісту у питній воді окремо для хлороформу – $0,06 \text{ мг/дм}^3$, дибромхлорметану – $0,01 \text{ мг/дм}^3$ та для суми ТГМ – $0,1 \text{ мг/дм}^3$ [1,2,3].

Хлороформ широко використовують у хімічній промисловості і хімічних лабораторіях як розчинник жирів, лаків. Раніше він застосовувався в медицині для наркозу. Пари хлороформу легко проникають в організм з повітрям при вдиханні та через пори шкіри (під час прийому душу або ванни); токсично діють на центральну нервову систему, на обмін речовин і внутрішні органи, особливо печінку; при вдиханні спричиняє різні рефлекси, які порушують дихання та серцеву діяльність; викликає головокружіння, слабкість, нудота, шлункові болі; накопичується в тканинах, багатих на жири [4–7].

За даними Американського агентства з охорони навколишнього середовища хлороформ, бромоформ та дибромхлорметан належать до канцерогенів, тератогенів, а останнім часом набувають мутагенних властивостей [1,8]. Тератогенна дія їх проявляється через вплив на розвиток плода під час вагітності, що призводить до вроджених дефектів, спонтанних абортів, затримки росту плода [9]. Дослідження [10] показали, що матері, які піддавалися високому впливові ТГМ з питною водою, мали на 30% більший ризик народження дітей з низькою вагою (менше 2500 г). А дослідження жінки, які споживали 5 або більше склянок холодної водоп-

ровідної води в день (що містить більше 75 мкг/л ТГМ) взагалі мали підвищений ризик недоношування вагітності, особливо на ранніх термінах [11].

Існує ряд доказів канцерогенної дії ТГМ, яка проявляється через підвищений ризик раку товстої кишки, сечового міхура, нирок, підшлункової залози (при рівні ТГМ у питній воді більше 50 мкг/л) [12], стравоходу, прямої та ободової кишки, легенів, молочної залози, тіла матки і щитовидної залози [13–18]. З середини 90-х років у дослідках американських вчених, проведених на мишах, хлороформ при введенні в шлунок викликав як доброякісні, так і злоякісні пухлини печінки, нирок та щитоподібної залози [19].

Інші хлорвуглеводні. Досліджено трихлоретилен (C_2HCl_3), тетрахлоретилен (C_2Cl_4), дихлоретан ($C_2H_4Cl_2$), чотирихлористий вуглець (CCl_4). Встановлені нормативи вмісту у питній воді для дихлоретану – 2 мг/дм³, чотирихлористого вуглецю – 0,002 мг/дм³ та для суми трихлоретилену і тетрахлоретилену – 0,1 мг/дм³ [3].

Трихлоретилен застосовують для знежирення металів, для хімічтсти текстильних виробів, раніше – виробництва монохлороцтової кислоти [20]. Три- та тетрахлоретилен мають мутагенні властивості [8].

Дихлоретан використовується як розчинник жирів, восків, смол, парафінів, для вилучення жиру з шерсті тварин, хімічтсти одягу; склеювання пластмас (входить до складу клеїв). Потрапляє до організму пероральним, інгаляційним та шкірним шляхом, викликає ураження центральної нервової системи, печінки, нирок і серцевих м'язів. Основна маса мета-

болітів дихлоретану, які є значно токсичніші за нього, уже через 4-6 годин фіксується в тканинах, багатих на ліпіди. Вони здійснюють токсичну дію на клітинні мембрани і внутріклітинні структури, викликаючи цитоліз клітин (процес руйнування клітин); більше всього зазнають впливу гепатоцити клітини печінки та ендотелій судин; відбувається підвищення проникності судинної стінки, ураження травного каналу з явищем вираженого гастроентерита що веде до гіповолемії (зменшення об'єму циркулюючої крові), здійснює канцерогенну та мутагенну дію на організм [8,21-22].

Чотирихлористий вуглець (тетрахлорметан) – сировина для виробництва хладонів, використовується як розчинник жирів, смол, каучуку, як консервант при обробці хутра, для видалення жирних плям з одягу, входить до складу рідин для наповнення вогнегасників. При високій температурі розкладається на фосген та інші ядовиті речовини, які викликають отруєння. При потраплянні в організм згромаджується у тканинах, багатих на ліпіди; має наркотичну дію, вражає центральну нервову систему; викликає зміни у печінці, нирках, серці [23]. Дослідження показали, що при різних способах введення мишам та щурам він викликав у них пухлини печінки, а при підшкірному введенні – пухлини молочної залози [19].

Галогеноцтові кислоти (ГОК). До цієї категорії належать бромцтова кислота ($BrCH_2COOH$), бромхлороцтова кислота ($BrClCH_2COOH$), хлороцтова кислота ($ClCH_2COOH$), дибромцтова кислота (Br_2CH_2COOH), дибромхлороцтова кислота (Br_2ClCH_2COOH), дихлороц-

това кислота (Cl_2CH_2COOH), дихлорбромцтова кислота (Cl_2BrCH_2COOH), трибромцтова кислота (Br_3CH_2COOH), трихлороцтова кислота (Cl_3CH_2COOH), йодоцтова кислота (ICH_2COOH) [1].

Монохлороцтову кислоту використовують у виробництві барвників. Дихлороцтову, що володіє високою антивірусною та протигрибковою активністю, для виготовлення косметичних та лікарських засобів, трихлороцтову – у біохімії, медицині як антисептик, в'язучий засіб [24]. Основний шлях впливу для них – пероральний: ГОК всмоктуються в шлунково-кишковому тракті та дуже швидко потрапляють у кров і розподіляються в печінці та м'язах, в меншій кількості – в жировій тканині, нирках, мозку, сім'яниках. В дослідженнях [24] відмічено підвищену смертність у групі мишей, що отримувала добову дозу монохлороцтової кислоти 200 мг/кг маси. У мишей жіночої статі цієї групи знижувалася маса тіла та відмічалось збільшення печінки, знижувався рівень холінестерази (група ферментів, що виконують захисні функції організму та відіграють роль в процесах нейрогуморальної передачі). У щурів ефект спостерігався за будь-якої дози: при дозі більше 30 мг/кг маси – лімфопенія (зниження загального числа лімфоцитів) та зменшення ваги серця; більше 60 мг/кг – зменшення меж серця, дегенеративні та запальні зміни міокарда, збільшення печінки і нирок; більше 90мг/кг – накопичення у м'язах мононуклеарів (різновид лімфоцитів, які борються з вірусами) та м'язова дегенерація, підвищення плазматичних рівнів тироксину (гормон, що синтезує клітини щитоподібної залози) і сегментоядерних нейтрофілів (клі-

тини, які борються з чужорідними частинками) [24].

Ди- та трихлороцтові кислоти є високотоксичними, здатні викликати подразнення шкіри, очей при високих концентраціях. Також вони є канцерогенами, оскільки дослідження на тваринах показало дозозалежний зв'язок між впливом цих кислот і виникненням гепатоцелюлярних карцином (пухлини печінки). За впливу високих доз дихлороцтова кислота пошкоджує нитки ДНК, тим самим виявляючи свою мутагенну активність [24].

У воді при нагріванні ГОК здатні розкладатися на ТГМ. Високі рівні ГОК можуть призвести також до пошкодження клітин головного мозку, нервової системи, нирок, ока, репродуктивної системи. Йодоцтова кислота здатна до зниження доступних кількостей поживних речовин та кисню у нейронах, інгібуючи один із ферментів гліцеральдегід-3-фосфатдегідрогеназу (ГАФДГ) – і викликає загибель нейронів. У свою чергу, порушення роботи ГАФДГ викликає виникнення низки неврологічних захворювань, зокрема, хворобу Альцгеймера [24].

На жаль, в Україні вміст ГОК у питній воді не нормується, в той час, як в США для них (для моно-, ди- та трихлороцтової, моно- та дибромцтової і хлорбромцтової кислот) встановлені нормативи на рівні 60 мкг/л, а BrO_3 – на рівні 20, 50 та 200 мкг/л відповідно для моно-, ди- та трихлороцтової кислот [24].

Галогеновані альдегіди: бромцетальдегід ($BrCH_2CHO$), хлорцетальдегід ($ClCH_2CHO$), дибромцетальдегід (Br_2CH_2CHO), дихлорцетальдегід (Cl_2CH_2CHO), трибромцетальде-

гід (Br_3CCNO), трихлорацетальдегід (Cl_3CCNO) та хлоралгідрат ($\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}_3\text{O}_2$) [24].

Хлорацетальдегід здійснює вплив на очі, шкіру та слизові оболонки. За даними Американського агентства з охорони навколишнього середовища хлоралгідрат належить до можливих людських канцерогенів [1]. Хлоралгідрат застосовується в медицині як заспокійливий, снодійний і знеболювальний засіб. У великих дозах хлоралгідрат може викликати отруєння. За токсичної дії хлоралгідрат близький до хлороформу. Він застосовується при психічних збудженнях і як протисудомний засіб при правці, еклампсії і при інших захворюваннях. Хлоралгідрат швидко всмоктується в кров з травного каналу. В організмі він піддається метаболізму. Метаболітами хлоралгідрату є трихлоретанол і трихлороцтова кислота [25].

Вміст галогенованих ацетальдегідів в Україні і світі не нормується.

Галогеновані кетони: дихлорацетон ($\text{C}_2\text{H}_4\text{Cl}_2\text{CO}$), трихлорацетон ($\text{C}_2\text{H}_3\text{Cl}_3\text{CO}$) [1]. Властивості цих сполук не досліджені, а їх вміст у питній воді не нормується.

Галоацетонітрили. До цієї категорії відносяться бромацетонітрил (BrCH_2CN), бромхлорацетонітрил (BrClCHCN), хлорацетонітрил (ClCH_2CN), дибромацетонітрил (Br_2CHCN), дихлорацетонітрил (Cl_2CHCN), трибромацетонітрил (Br_3CCN) і трихлорацетонітрил (Cl_3CCN) [1].

ВООЗ встановила норматив вмісту у питній воді лише для дихлорацетонітрилу на рівні 90 мкг/л, в Україні ж цей норматив відсутній взагалі.

Трихлорацетонітрил атакує очі і шкіру. Канцерогенний і мутагенний ефекти на мишах були зареєстровані в 1986 році для бром-, дибром- та бромхлорацетонітрил [1]. Дані дослідження [26] показують, що галоацетонітрили здатні виробляти розриви ДНК в культивованих людських клітинах (найвища здатність до розривів у трихлорацетонітрилу).

Хлорпикрин (CCl_3NO_2). Використовується як компонент пестицидів в сільському господарстві. Подразнює шкіру і слизові оболонки; пари хлорпикрину мають сльозоточиву, а у високих концентраціях удушливу і загальноотруйну дію, тому він широко застосовувався під час I-ої світової війни як бойова отруююча речовина [27]. Вміст у питній воді хлорпикрину в Україні і світі не нормується.

Хлорфеноли. Ця категорія включає в себе хлорфенол ($\text{ClC}_6\text{H}_4\text{OH}$), дихлорфенол ($\text{Cl}_2\text{C}_6\text{H}_3\text{OH}$), трихлорфенол ($\text{Cl}_3\text{C}_6\text{H}_2\text{OH}$), чотирихлорфенол ($\text{Cl}_4\text{C}_6\text{HON}$), пентахлорфенол ($\text{Cl}_5\text{C}_6\text{OH}$) [1]. Норматив вмісту хлорфенолів у питній воді становить 0,0003 мг/дм³.

Моно-, ди- і трихлорфеноли використовують у виробництві барвників, гербіцидів. Пентахлорфенол застосовують як антисептик для деревини, шкіри, целюлози, тканин, як інсектицид,

фунгіцид та гербіцид; чотирихлорфенол – як селективний розчинник, денатуруючий агент, дезінфікуючий і протигрибковий засіб; трихлорфенол – у виробництві фенол-формальдегідних смол; дихлорфенол – входить до складу прискорювачів вулканізації. Хлорфеноли подразнюють слизові оболонки дихальних шляхів, ви-

кликають екзему шкіри, вражають печінку [28].

Усі впливи побічних продуктів хлорування питної води на організм людини зведені у табл. 1.

Таблиця 1. Вплив побічних продуктів хлорування у питній воді на організм людини

Побічні продукти хлорування	Органи та системи, на які здійснюється вплив	Загальне для умовної групи
Тригалогенметани		
Хлороформ	Токсично діє на центральну нервову, серцево-судинну та дихальну системи, на обмін речовин і внутрішні органи, особливо печінку; спричиняє головокружіння, слабкість, нудоту, шлункові болі	Канцерогени та тератогени. Підвищений ризик раку товстої кишки, сечового міхура, нирок, підшлункової залози, стравоходу, прямої і ободової кишки, легень, молочної залози, тіла матки і щитоподібної залози
Дибромхлорметан	Мутагенна та тератогенна дія: несприятливі впливи на розвиток плоду під час вагітності (вроджені дефекти, недоношування вагітності, затримка росту плоду)	
Інші хлорвуглеводні		
Три- та тетрахлоретилен	Мутагенні властивості	
Дихлоретан	Викликає ураження центральної нервової системи, печінки, нирок і серцевих м'язів. Токсична дія на клітинні мембрани і внутріклітинні структури, викликаючи цитоліз клітин; підвищення проникності судинної стінки, ураження травного каналу з явищем вираженого гастроентерита ведуть до гіповолемії, здійснює канцерогенну та мутагенну дію на організм	
Чотирихлористий вуглець	Має наркотичну дію, вражає центральну нервову систему; викликає зміни у печінці, нирках, серці. Канцерогенна дія: підвищений ризик пухлин печінки та молочної залози	
Галогеноцтові кислоти		
Монохлороцтова кислота	Можливе зниження маси тіла, збільшення печінки, зниження рівня холін естерази; лімфопенія та зменшення ваги серця; дегенеративні та запальні зміни міокарда; збільшення печінки і нирок; м'язова дегенерація, підвищення плазматичних рівнів тироксину і сегментоядерних нейтрофілів	ГОК всмоктуються в шлунково-кишковому тракті та дуже швидко потрапляють в кров і розподіляються в печінці та м'язах, в меншій кількості – в жировій тканині, нирках, мозку, сім'яниках. Високі рівні ГОК можуть призвести також до пошкодження клітин головного мозку, нервової системи, нирок, ока, репродуктивної системи
Ди- та трихлороцтова кислота	Здатні викликати подразнення шкіри, очей при високих концентраціях. Є канцерогенами: дозозалежний зв'язок між впливом цих кислот і виникненням пухлини печінки. За впливу високих доз дихлороцтова кислота пошкоджує нитки ДНК, тим самим виявляючи свою мутагенну активність	
Йодоцтова кислота	Здатна до зниження доступних кількостей поживних речовин та кисню у нейронах, інгібуючи один із ферментів гліцеральдегід-3-фосфатдегідрогеназу (ГАФДГ) – і викликає загибель нейронів. В свою чергу порушення роботи ГАФДГ викликає виникнення низки неврологічних захворювань, зокрема, хворобу Альцгеймера	
Галогеновані альдегіди		
Хлорацетальдегід	Здійснює вплив на очі, шкіру та слизові оболонки	
Хлоралгідрат	Належить до можливих людських канцерогенів. У великих дозах хлоралгідрат може викликати отруєння	

Побічні продукти хлорування	Органи та системи, на які здійснюється вплив	Загальне для умовної групи
Галогеновані кетони	Немає досліджень	
Хлорпікрин	Подразнює шкіру і слизові оболонки; пари мають сльозоточиву, а у високих концентраціях удушливу і загальноотруюючу дію	
Хлорфеноли	Подразнюють слизові оболонки дихальних шляхів, викликають екзему шкіри, вражають печінку	

Висновки

У процесі хлорування питної води утворюється безліч токсичних речовин, які здійснюють хронічний вплив на організм людини пероральним, інгаляційним способами та через шкіру. Їх умовно поділяють на такі групи: тригалогенметани, інші хлорвуглеводні, галогеноцтові кислоти, галогеновані альдегіди, галогеновані кетони, галоацетонітрили, хлорпікрин та хлорфеноли. Деякі з цих хлорорганічних сполук мають канцерогенну дію – онкологічні захворювання печінки, нирок, щитоподібної залози, сечового міхура, молочної залози, стравоходу тощо; мутагенну дію – розрив ниток ДНК, вроджені вади, такі як дефекти міжшлункової перегородки, обструктивні дефекти сечовивідних шляхів; тератогенну дію – спричиняючи

недоношування вагітності або народження дітей з низькою вагою. При цьому канцерогенність та мутагенність підтверджена дослідженнями на тваринах. Однак не зважаючи на це, нормативи вмісту у питній воді встановлені лише для деяких речовин. Зокрема, для токсичних і канцерогенних галогеноцтових кислот та канцерогенних і мутагенних галоацетонітрилів в Україні відповідні нормативи відсутні, хоча Всесвітньою організацією охорони здоров'я та Американським агентством з охорони навколишнього середовища (USEPA) для деяких речовин із цих груп вони встановлені. Тому майбутні дослідження будуть спрямовані на проведення дослідів на мишах щодо впливу на них ще досліджуваних побічних продуктів хлорування.

Література

- Nikolaou A.D., Kostopoulou M.N., Lekkas T.D. Organic by-products of drinking water chlorination // Global Nest. – Greece, 1999. – volume 1, no 3. – pp. 143–156.
- Стискал О.А., Петрук В.Г. Аналіз чинників екологічної небезпеки хлорованої питної води // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – Вінниця: ВНТУ, 2014. – №5. – С. 69 – 75.
- Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: ДСанПіН 2.2.4-171-10. [Затверджені Наказом МОЗ України №400 від 12.05.2010 р.]. – Київ: МОЗ України, 2010. – 43 с.
- Химическая энциклопедия он-лайн. “Хлороформ”. – Режим доступу: <http://www.xumuk.ru/toxicchem/51.html>.
- Факультет промышленной технологии лекарств. “Отравление хлороформом”. – Режим доступу: <http://www.fptl.ru/otravlenija/hloroform.html>.
- РИА Новости (2014). “Хлороформ и его влияние на человека”. – Режим доступу: <http://ria.ru/spravka/20140519/1008423567.html> (дата звернення 25.12.2014р.).
- Химия и токсикология. “Симптомы острого отравления хлороформом”. Режим доступу: <http://chemister.ru/Database/properties.php?dbid=1&id=317>.
- Петренко Н.Ф. Побічні продукти знезараження питної води хімічними окислювачами (огляд літератури та власних досліджень) // Вода: гігієна і екологія, 2013. – №1(1). – С. 158–175.

- Lewis C., Suffet I.H., Ritz B. Estimated effects of disinfection by-products on birth weight in population served by a single water utility // American Journal of Epidemiology, 2005. – vol. 163, №1. – pp. 38–47.
- Wright J.M., Schwartz J., Dockery D.W. Effect of trihalomethane exposure on fetal development // Occup Environ Med, 2003. – № 60. – pp. 173–180.
- Exposure to drinking water disinfection by-products and pregnancy loss / D.A. Savitz, P.C. Singer, A.H. Herring, K.E. Hartmann, H.S. Weinberg, C. Makarushka // American Journal of Epidemiology, 2006. – vol. 164, №11. – pp. 1043–1051.
- Chlorination disinfection by-products in drinking water and the risk of adult leukemia in Canada / Khaled Kasim, Patrick Levallois, Kenneth C. Johnson, Belkacem Abdous, Pierre Auger // American Journal of Epidemiology, 2006. – vol. 163, №2. – pp. 116–126.
- Галогеноцтові кислоти у хлорованій питній воді як гігієнічна проблема / В.О. Прокопов, Є.А. Труш, С.В. Гуленко, В.А. Соболев, Т.В. Куліш // Гігієна населених місць, 2013. – № 61. – С. 88–100.
- Топ-новини (2010). “Вода, яку ми п'ємо, може викликати мутації”. – Режим доступу: <http://ntop.com.ua/news/a-253.html> (дата звернення 27.11.2014р.).
- Chlorination, chlorination by-products, and cancer: a meta-analysis / R.D. Morris, A.M. Audet, I.F. Angelillo, T.C. Chalmers, F. Mosteller // American Journal of Public Health, 1992. – Vol. 82, No. 7. – pp. 955–963.
- Case-Control Study of Colon and Rectal Cancers and Chlorination By-Products in Treated Water / Will D. King, Loraine D. Marrett, Christy G. Woolcott // Cancer Epidemiol Biomarkers Prevention, 2000. – Vol. 9. – pp. 813–818.
- Bladder Cancer and Exposure to Water Disinfection By-Products through Ingestion, Bathing, Showering, and Swimming in Pools / Cristina M. Villanueva, Kenneth P. Cantor, Joan O. Grimalt and others // American Journal of Epidemiology, 2006. – Vol. 165, No. 2. – pp. 148–156.
- Тригалогенметани, як побічний продукт хлорування питної води, та їх вплив на формування онкологічної патології серед населення Кривбасу / А.Ю. Лисий, С.А. Риженко, В.Г. Капшук, І.І. Грузін, Н.Ф. Яковець Н.Ф. // Актуальные проблемы транспортной медицины, 2008. – № 4 (14). – С. 102–108.
- Шушковська С.В. Хлорорганічні сполуки у питній воді та їх вплив на здоров'я населення // Гігієна населених місць. – 2011. – № 58. С. 88–103.
- Химическая энциклопедия он-лайн “Трихлорэтилен”. – Режим доступу: <http://www.xumuk.ru/encyclopedia/2/4597.html>.
- Медицинский портал. “Отравления хлорированными углеводородами (дихлорэтан, четыреххлористый углерод, трихлорэтилен, хлороформ)”. – Режим доступу: <http://www.eurolab.ua/encyclopedia/urgent.medica.aid/2471/>.
- Химическая энциклопедия он-лайн. “Дихлорэтан”. – Режим доступу: <http://www.xumuk.ru/toxicchem/54.html> (дата звернення 25.12.2014р.).
- Химическая энциклопедия он-лайн. “Четыреххлористый углерод”. – Режим доступу: <http://www.xumuk.ru/toxicchem/53.html>.
- Галогеноцтові кислоти у хлорованій питній воді як гігієнічна проблема (систематизація та аналіз світової літератури) / В.О. Прокопов, Є.А. Труш, С.В. Гуленко, В.А. Соболев, Т.В. Куліш // Гігієна населених місць. – Київ: ДУ ІГМЕ, 2013. – № 61. – С. 88–97.
- Химическая энциклопедия он-лайн. “Хлоралгидрат”. – Режим доступу: <http://www.xumuk.ru/toxicchem/52.html>.
- Genotoxic properties of haloacetonitriles: drinking water by-products of chlorine disinfection / F.B. Daniel, K.M. Schenck, J.K. Mattox, E.L.C. Lin, D.L. Haas, M.A. Pereira // Fundamental and Applied Toxicology, 1986. – № 6. – pp. 447–453.
- Википедия. “Хлорпікрин”. – Режим доступу: <https://ru.wikipedia.org/wiki/Хлорпикрин>.
- Химическая энциклопедия он-лайн. “Хлорфенолы”. – Режим доступу: <http://www.xumuk.ru/encyclopedia/2/5068.html>.

СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО

УДК 520.245

ТЕОРЕТИЧНІ АСПЕКТИ РОЗРАХУНКУ МАЛОГАБАРИТНИХ СПЕКТРОПОЛЯРИМЕТРІВ ДЛЯ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ АТМОСФЕРИ ЗЕМЛІ

Лоза Є. А., Патлашенко Ж. І., Абідов С.Т.
Державна екологічна академія післядипломної освіти
та управління, вул.. Митрополита Василя Липківського, 35,
03035, м.Київ (e-mail: Loza@bmyr.kiev.ua)

Розглянуто новий удосконалений променевий метод абераційного і поляризаційного розрахунку спектрополяриметрів на базі неklasичних дифракційних ґраток із асферичними поверхнями, нерівномірним кроком нарізки, високими апертурними кутами, тощо. Метод дозволяє розраховувати і оптимізувати апаратну функцію і спектральне зображення на етапі проектування оптичної схеми монохроматора, а також розраховувати його інструментальний поляризаційний вплив і стохастичну частину оптичної схеми. **Ключові слова:** аберації, поляризація, розрахунок, спектрополяриметр, моніторинг, атмосфера

Теоретические аспекты расчёта малогабаритных спектрополяриметров для экологического мониторинга атмосферы Земли. Лоза Е.А., Патлашенко Ж.И., Абидов С.Т. Описан новый усовершенствованный лучевой метод абберационного и поляризационного расчёта спектрополяриметров на базе неклассических дифракционных решёток с асферическими поверхностями, неравномерным шагом нарезки, высокими апертурными углами и т.д. Метод позволяет рассчитывать и оптимизировать аппаратную функцию и спектральное изображение на этапе проектирования оптической схемы монохроматора, а также анализировать его инструментальное поляризационное влияние и стохастический блок оптической схемы. **Ключевые слова:** абберации, поляризация, расчёт, спектрополяриметр, мониторинг, атмосфера.

Theory for analysis of small-size spectropolarimeters for Earth atmosphere ecological monitoring. Loza Ye.A., Patlashenko Zh.I., Abidov S.T. This paper considers a new improved raytracing method for aberration and polarization calculation of spectropolarimeters based on non-classical diffraction gratings with aspherical surfaces, non-even grating step, high aperture angles, etc. The method provides for calculation and optimization of spectral image and apparatus function during monochromator optical schema design phase, and also for analysis of instrumen-

tal polarization impact and Stokes-meter module performance. **Keywords:** aberrations, polarization, calculation, spectropolarimeter, monitoring, atmosphere.

В роботі представлено уточнений геометричний метод розрахунку дифракційних ґраток для спектрометрів та спектрополяриметрів. Класичні абераційні теорії дають можливість розраховувати основні параметри оптичних схем і мінімізувати їх аберації до 3-го, а в окремих випадках до 5-го порядків, але ці теорії нездатні мінімізувати аберації більш високих порядків і детально описати поляризаційні ефекти [1, 2].

За допомогою нарізних ґраток можна легко отримати практично будь-яку густину нарізки та форму штрихів на асферичних поверхнях. Голографічні ґратки мають значно менший рівень інструментального розсіяного випромінювання через відсутність спектральних порядків, що не використовуються, і меншої інтенсивності “духів” [3]. Однак у випадку складної інтерференційної картини на поверхні голографічної ґратки їх абераційний розрахунок також стає занадто складним за допомогою класичних алгоритмів, що стримує створення нової елементної бази.

Останнім часом у практиці все частіше використовуються складні дифракційні елементи, які інколи називають “неklasичними” дифракційними ґратками. У даній роботі під “неklasичними” ґратками розуміють асферичні дифракційні ґратки зі змінним кроком нарізки і / або складною формою штриха. Окрім цього до неklasичних також слід віднести фрактальні ґратки [4–6], ґратки з елементами адаптивної оптики та нестационарні (активні)

ґратки, наприклад, електрооптичні [7].

У малогабаритних приладах збільшення роздільної здатності можна досягнути лише шляхом використання нетрадиційних оптичних схем і неklasичних оптичних елементів, що дозволило б суттєво зменшити аберації оптичної системи і відкрити нові можливості формування спектрального зображення, збільшити світлосилу за рахунок використання великих кутів падіння променів на оптичні елементи, використовувати позаосьові схеми тощо. Класична абераційна теорія не забезпечує необхідної точності розрахунків для таких схем і тому існує потреба у створенні нових більш універсальних методів для розрахунку аберацій.

Як відомо, для розрахунку оптичних схем дифракційних монохроматорів існують три основні теоретичні напрями.

Найбільш точний з них – це метод, який заснований на розв’язанні рівнянь Максвелла. Однак через неймовірну складність і надто великі об’єми розрахунків його використання можливе лише для простих періодичних дифракційних елементів [8, 9].

Другий метод – застосування дифракційної оптики також дозволяє точно розраховувати спектральне зображення, але без урахування властивостей матеріалу оптичних поверхонь, що позбавляє можливості враховувати поляризаційні ефекти в оптичній системі. Математичний апарат дифракційної оптики в загальному випадку потребує

недосяжних для сучасних комп'ютерів об'ємів розрахунків, що робить її також непридатною для роботи із неklasичними оптичними елементами.

До третьої групи належать найбільш прості методи розрахунку оптичних схем, засновані на законах променевої оптики, які дозволяють описувати дифракційні елементи будь-якої складності [10]. При цьому за рахунок прив'язки до кожного променя стану його поляризації виникає можливість дослідження поляризаційних ефектів [3].

Для дослідників, інженерів та виробників необхідний максимально точний алгоритм, який дозволив би визначити параметри монохроматора будь-якої складності та керувати цими параметрами ще до його створення. Тому створення нової, більш точної теорії, дозволить не лише збільшити точність розрахункових даних і зменшити невизначеність процедури юстування, а й створювати принципово нову елементну базу і здійснювати нові конструктивні рішення.

1. Математична постановка задачі

Розглянемо тривимірну поверхню асферичної дифракційної ґратки з штрихами довільної форми, у вершині якої розташуємо центр прямокутної Декартової системи координат (0;0;0). Вісь oz спрямуємо вздовж дотичної до середньої точки центрального штриха ґратки, а вісь ox – вздовж внутрішньої нормалі до її поверхні у вершині для фокусуючої ґратки [11]. Для випадку розсіюючої ґратки слід використовувати зовнішню нормаль.

За такої геометрії площина HOY називається головною меридіональною площиною, а площина XOZ – головною сагітальною [12]. Однак на відміну від класичного випадку, коли набір цих двох площин однозначно характеризував усю ґратку, в даній роботі розглядається окремий набір сагітальних і меридіональних площин для кожної точки на поверхні ґратки залежно від локальних особливостей форми поверхні та штриха.

Для застосовності геометричної теорії оптичного випромінювання в кожній точці на поверхні ґратки має виконуватися умова [13]

$$\lambda \ll e(x, y, z) \ll R(x, y, z), (1)$$

де λ – довжина хвилі оптичного випромінювання, R – усереднений радіус кривини поверхні ґратки (діаметр круга Роуланда) в околі точки (x, y, z) , e – відстань між двома штрихами на поверхні ґратки поблизу точки (x, y, z) , тобто фізичний крок нарізки штрихів. Спектральний порядок дифракції позначимо через літеру n . Величини $e(x, y, z)$ і $R(x, y, z)$ для неklasичних оптичних елементів є функціями координат на поверхні дифракційної ґратки. За умови (1) функцію $e(x, y, z)$ можна вважати неперервною.

Нехай кожен штрих є неперервною дійсною лінією. В кожній точці поверхні ґратки задамо “напрямок штриха” $\vec{\tau}$, тобто дотичну до просторової лінії штриха. Для простоти припустимо, що $|\vec{\tau}| = 1$. Для визначеності будемо вважати, що вектор $\vec{\tau}$ спрямований в позитивному напрямі осі oz , тобто $\tau_z > 0$. У випадку складної форми штриха треба додатково ввести умову неперервності $\vec{\tau}$ уздовж штриха, проте немає нагальної потреби розглядати цей випадок, оскільки такі

ґратки є “нетехнологічними”, а їх властивості ще теоретично не усвідомлені.

2. Універсальна двовимірна геометрична теорія неklasичних дифракційних ґраток

Для початку розглянемо задачу побудови спектрального зображення, що створюється в головній меридіональній площині дифракційної ґратки, яка математично зводиться до знаходження точки перетину будь-яких двох променів, які вийшли з однієї точки вхідної щілини і дифрагують на різних елементах поверхні дифракційної ґратки. У двовимірному випадку така задача завжди має аналітичний розв'язок, який записується у вигляді [14]:

$$x'_i = \eta_i \zeta_i \text{ та } y'_i = \zeta_i, (2)$$

де

$$\sin^2 \psi_y = 1 - \frac{R(0)^2 R_x(y)^2}{[(x - R_x(y))^2 + (y - R_y(y))^2][(x - R(0))^2 + y^2]}, (10)$$

а θ задає нахил дотичної до площини поверхні дифракційної ґратки відносно осі oy і визначається як $\tan(\theta) = dx/dy$ [11].

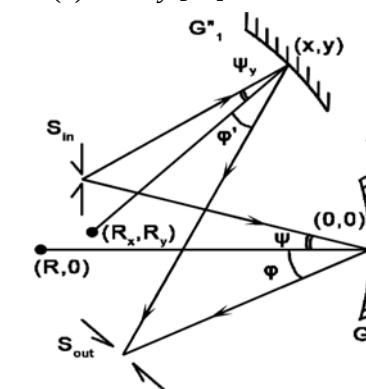


Рис. 1. Дифракція променя на різних ділянках поверхні дифракційної ґратки $G'1$ і $G''1$.

$$\zeta_i = y'_i = \frac{y - x\vartheta_i}{1 - \eta_i\vartheta_i}; (3)$$

$$\eta'_i = \sqrt{1/\left(\frac{n\lambda_i}{e(y)} \cos \theta - \sin \psi_y\right)^2 - 1}; (4)$$

$$\eta_i = \eta'_i(y = 0); (5)$$

$$\vartheta_i = \frac{(R_x(y) - x) - \eta'_i(R_y(y) - y)}{(R_x(y) - x)\eta'_i + (R_y(y) - y)},$$

$$\text{де } R_x(y) = x(y) + R(y) \cos \theta; (7)$$

$$R_y(y) = y - R(y) \sin \theta; (8)$$

$$R(y) = \frac{\left[1 + \left(\frac{dx}{dy}\right)^2\right]^{3/2}}{\frac{d^2x}{dy^2}} (9)$$

де $R(y)$ – радіус кривини поверхні в даній точці що відповідає координаті y , ψ_y – кут падіння променя у площині дифракції (в нашому випадку – меридіональній площині) на ґратку відносно нормалі до поверхні в точці падіння, який визначається через

У результаті отримуємо сукупність точок перетину будь-яких обраних пар променів, що формують просторове спектральне зображення. Після визначення аналітичної форми спектрального зображення можна проводити її оптимізацію, наприклад, з метою забезпечення “плоского поля” монохроматора. Розв'язок цієї задачі описується неявним нелінійним рівнянням відносно локальної густини кроку нарізки штрихів $e(x, y, z)$ [14]:

$$\frac{\eta_2 - \eta_3}{\zeta_1} + \frac{\eta_3 - \eta_1}{\zeta_2} + \frac{\eta_1 - \eta_2}{\zeta_3} = 0, (11)$$

де індекси 1, 2 і 3 відповідають трьом різним довжинам хвиль із заданого спектрального діапазону.

Чисельний розв'язок рівняння (11) представлено на рис. 2.

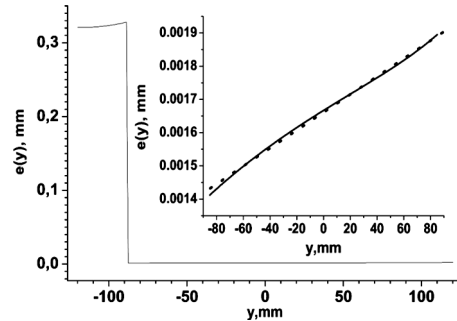


Рис. 2. Графічне представлення розв'язку рівняння (11). Класичний розгляд передбачає лінійний закон зміни кроку нарізки (позначене пунктиром).

Результат оптимізації форми “простору” найкращого фокусування для сферичної дифракційної ґратки із змінним кроком нарізки представлено на рис. 3. Під простором найкращого фокусування розуміємо обмежену ділянку простору найбільш яскравого спектрального образу, тобто сукупність точок перетину всіх променів, що формують просторове спектральне зображення.

Більш детальний аналіз форми фокального простору для класичної ґратки показує, що в області перекриття спектральних порядків форма абераційних спотворень також співпадає. Для неklasичної дифракційної ґратки фокальні простори зазнають додаткового перегину за виключенням 1-го спектрального порядку і при достатньо малих довжинах хвиль перетинаються у точці, яка відповідає зображенню, що створювалося б увігнутим

сферичним дзеркалом. У довгохвильовій частині спектру існує певна “гранична” довжина хвилі $\lambda = e_0/n \cdot (1 + \sin \psi_y)$ для якої випромінювання дифрагує під кутом 90° .



Рис. 3. Просторове розташування площиноподібних просторів найкращого фокусування в різних спектральних порядках для класичної та неklasичної сферичних дифракційних ґраток у спектральному діапазоні 200 — 350 нм. Квадрат 20х20 мм означає масштаб.

Астигматична різниця зростає лінійно зі збільшенням довжини хвилі. За межами обраного діапазону спостерігаються два вигини площини найкращого фокусування, поблизу яких спостерігається локальне збільшення астигматичної різниці.

Оптимізована таким чином неklasична ґратка зі змінним кроком нарізки придатна для роботи лише в одному спектральному порядку, для якого вона розрахована. Також слід звернути увагу на те, що при цьому

на 30 — 10000% зростає астигматична різниця [14].

Виправлення аберації можна досягти за рахунок змінного кроку нарізки, який обчислюється за допомогою диференційного

$$\frac{de(y)}{dy} = \left(\left[\left(1 - \vartheta \frac{y}{R-x} \right) \frac{1 - \eta \vartheta ((R-x)\eta' - y)^2}{\eta y - x} + \frac{\eta'^2 - 1}{R-x} \right] \cdot \eta' \left(\frac{n\lambda}{e(y)} \cos \theta - \sin \psi_y \right)^3 - \frac{d \sin \psi_y}{dy} \frac{e(y)^2}{n\lambda} - e(y) \frac{y/R^2}{\cos \theta} \right) \quad (13)$$

Рівняння (13) розв'язується чисельними методами [15].

Повне виправлення аберацій в меридіональній площині також досягається шляхом зміни форми поверхні дифракційної ґратки. Ця задача формулюється у вигляді неявного нелінійного диференційного рівняння третього порядку і теоретично-отримана форма поверхні в загальному випадку навряд-чи виправдає технологічні затрати на її створення.

3. Універсальна тривимірна геометрична теорія неklasичних дифракційних ґраток

Наступним кроком абераційного аналізу є тривимірна геометрична теорія, яка дозволяє будувати спектральне зображення та досліджувати і оптимізувати його характеристики. Для цього необхідно вивести закон перетворення на пряму падаючого променя в певній точці на поверхні дифракційної ґратки внаслідок явища дифракції та відбивання (рис. 4).

В обраній системі координат поверхня ґратки задається рівнянням:

$$F(x, y, z) = 0, \quad (14)$$

Центральним поняттям тривимірної теорії є площина дифракції [12]. Для випадку

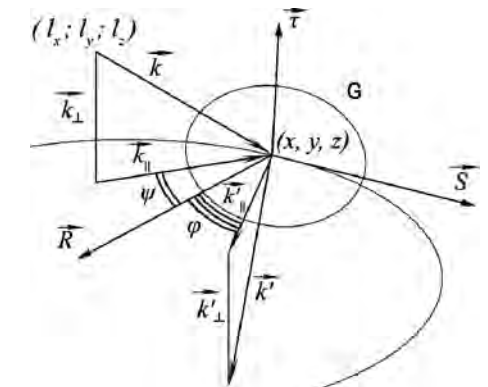


Рис. 4. Дифракція променя на ґратці G. Для даного розгляду немає необхідності у позначенні розташування вхідних і вихідних циліндрів.

У результаті площину дифракції можна визначити як площину, що проходить через точку падіння променя на ґратку і є перпендикулярною до на прямої штриха $\vec{\tau}$ в цій точці [16].

Перетин площини дифракції і поверхні ґратки утворює просторову криву, радіус кривини якої R за величиною рівний діаметру круга Роуланда [17]. Таким чином в результаті ми отримуємо сукупність кругів Роуланда з різними діаметрами R і просторовою орієнтацією для кожної точки на дифракційній ґратці, а також сукупність меридіональних і сагітальних площин. У такому випадку діаметр локального круга Роуланда буде дорівнювати [13]:

$$- \vec{R} = [\vec{S} \times \vec{\tau}] \cdot |\vec{S}|^2 / \vec{\tau} \cdot \vec{B},$$

де $\vec{S}$ і $\vec{B}$ – відповідно, дотична і біномаль до кривої [11].

Зміна напрямку падіння променя на ґратку $\vec{k}$ у напрям поширення дифрагованого променя $\vec{k}'$ описується узагальненим рівнянням дифракційної ґратки [10]

$$(\vec{k}_{\parallel})_{\vec{S}} + (\vec{k}'_{\parallel})_{\vec{S}} = n\lambda / e(x, y, z),$$

яке, за допомогою співвідношення $\vec{k}'_{\parallel} = \hat{C}_{\varphi-\psi}^{\vec{\tau}} \vec{k}_{\parallel}$, де $\hat{C}_{\varphi-\psi}^{\vec{\tau}}$ – математична матриця повороту на кут $\varphi - \psi$ із урахуванням правила знаків [18] навколо вектора $\vec{\tau}$, а $\varphi - \psi$ – кут дифракції, дозволяє отримати складову вектора поширення дифрагованого променя в меридіональній площині і за допомогою закону дзеркального відбивання $\vec{k}_{\perp} = \vec{k}'_{\perp}$ описує зміни напрямку променя у сагітальній площині. Тоді:

$$\vec{k}' = \vec{k}'_{\parallel} + \vec{k}'_{\perp} \quad (17)$$

Для того, щоб працювати із отриманими закономірностями і

$$\vec{a} = \{x_{i,j+1} - x_{i,j-1}; y_{i,j+1} - y_{i,j-1}; z_{i,j+1} - z_{i,j-1}\} \quad (18)$$

$$\vec{\tau}_{i,j} = \vec{a} / |\vec{a}|. \quad (19)$$

Запропонована теорія дозволяє

формулами слід ввести чисельне представлення неklasичної ґратки, яке б дозволяло досить зручно змінювати локальні й глобальні параметри дифракційної ґратки (форму поверхні, густину нарізки штрихів та їх просторову форму) при вирішенні задачі оптимізації спектрального зображення у вихідній площині монохроматора.

Для опису поверхні дифракційної ґратки, що задається рівнянням (14), введемо спеціальну сітку робочих точок $(y_{i,j}; z_{i,j})$ (рис. 5), а також зв'язану з ними координату $x_{i,j} = x(y_{i,j}; z_{i,j})$. Тоді сукупність $(x_{i,j}; y_{i,j}; z_{i,j})$ задають точки на поверхні ґратки, нульове наближення для яких визначається із спрощеного розгляду. Нехай між кожними двома вузлами сітки по осі oy знаходиться однакова кількість штрихів ґратки N ,

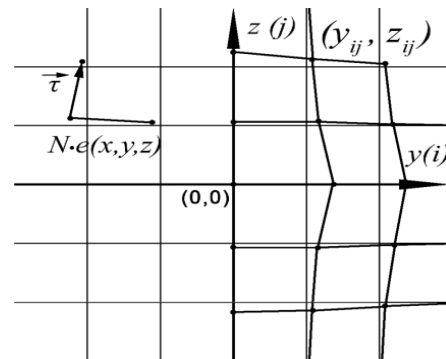


Рис. 5. Сітка робочих точок на поверхні ґратки, вибраних для розрахунків.

тоді напрям штриха буде визначатися як:

розраховувати спектральне зображення (рис. 6) та оптимізувати його (рис. 7).

Рис. 6. ілюструє порівняння результатів наших розрахунків із даними, опублікованими відомою фірмою Richardson Grating Laboratory. Як свідчить рис. 6(б), дані дають досить грубе уявлення про властивості спектрального зображення реальних промислових зразків ґраток. Проте вони використовуються для серійного виробництва оптичних дифракційних ґраток. Як видно з рис. 6(а), розраховані за представленою в даній роботі методикою дані значно детальніші й більш точно та адекватно відображають спектральне зображення вхідної щілини, що відкриває принципово нові можливості для його аналізу і оптимізації (рис. 7).

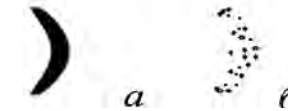


Рис. 6. Спектральне зображення: а – розраховане для 4 спектрального порядку сферичної дифракційної ґратки 600 штрих/мм на довжині хвилі 300 нм; б – спектральне зображення розраховане Richardson Grating Laboratory. [3]

Як видно з рис. 7, запропонований нами алгоритм дає можливість розраховувати і на основі цих розрахунків керувати якістю отриманого спектрального зображення ще до технологічного етапу виготовлення ґраток.



Рис. 7. Спектральне зображення, розраховане: а – для сферичної дифракційної ґратки 600 штрих/мм на довжині хвилі 350 нм; б – спектральне зображення для тієї самої довжини хвилі після оптимізації положення площини вихідних щілин (масштаб збережено)

Далі, на основі результатів розрахунків можна побудувати апаратну функцію монохроматора та дослідити і оптимізувати її параметри (рис. 8).

Для зменшення інтенсивності аберацій традиційно застосовується метод зменшення кутів падіння променів на ґратку, що можна зробити за допомогою застосування відповідних діафрагм. Наші дослідження показали, що застосування еліптичних діафрагм суміщених з поверхнею ґратки дає незначне збільшення якості зображення – приблизно 2%, однак при цьому відбувається суттєва втрата світлосили – до 12%. Тому, не зважаючи на візуально значно більш “красиву” форму вихідного спектрального зображення, таке технологічне рішення саме по собі не є доцільним.

Запропонований нами метод дає можливість точно розраховувати апаратну функцію і для вищих спектральних порядків (рис. 9), що було неможливо виконати за допомогою класичних абераційних розрахунків [3]. Наприклад, для розрахованого зображення щілини, яке представлене на рис. 6, розрахунки апаратної функції для 4 порядку (рис. 9) показують асиметрію апаратної функції.

Окремі розрахунки спектральних зображень для випадку кривих вхідних щілин, які застосовуються для виправлення кривини спектрального зображення вхідної щілини для високих спектральних порядків, показують недоцільність такого технологічного прийому через суттєве збільшення середньої ширини апаратної функції.

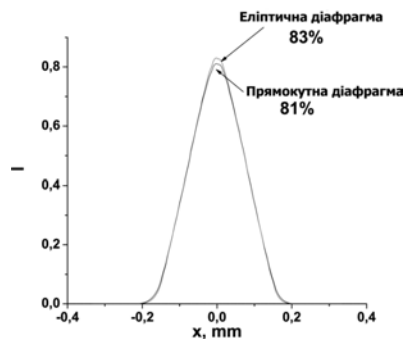


Рис. 8. Порівняння теоретичних нормованих апаратних функцій для чотирикутної та еліптичної діафрагм суміщених з поверхнею ґратки для 1 спектрального порядку

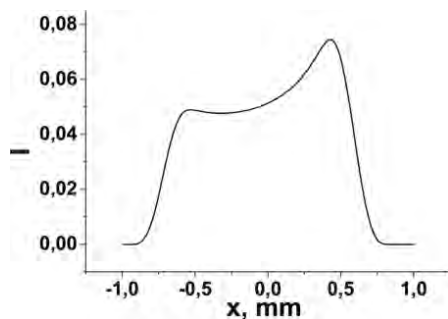


Рис. 9. Асиметрія апаратної функції для 4 спектрального порядку сферичної дифракційної ґратки 600 штр/мм на довжині хвилі 300 нм після оптимізації положення площини вихідних щілин

Представлена в даній роботі тривимірна геометрична абераційна теорія дифракційних ґраток, на відміну від класичного методу абераційних розрахунків, придатна і для великих розмірів штрихованих поверхонь дифракційних ґраток, тобто для великих кутів падіння променів, а також для змінного кроку нарізки, нелінійної форми штриха, складної асферичної поверхні дифракційної ґратки та для елементів адаптивної оптики. Крім того запропонований алгоритм дозволяє будувати та чисельно оптимізувати спектральні

зображення та апаратні функції ще на етапі теоретичних розрахунків.

Розроблена теорія не враховує форму поверхні кожного окремого штриха, однак це може бути легко враховане за рахунок використання класичних методів енергетичного розрахунку, окремо застосованих для кожної локальної ділянки поверхні ґратки, тобто кожного окремого променя.

4. Особливості застосування абераційного методу для розрахунку поляризаційно-селективних систем

Сучасна спектрометрія обмежена для вирішення багатьох нових прикладних фізичних задач через неповноту отриманої спектрометричної інформації – в результаті вимірювання отримується лише перший параметр Стокса, тобто інтенсивність. Тому тенденції сучасної спектрометрії розвиваються в напрямку розробки спектрополяриметричних приладів, які дозволяють вимірювати 2 і більше параметрів Стокса для різних довжин хвиль [19].

Для схем спектрополяриметрів необхідно точно розраховувати поляризаційний вплив елементів в оптичному тракті монохроматора на досліджуване випромінювання. Неврахування паразитної інструментальної поляризації за деяких умов призводить до похибок, що іноді сягають 70% досліджуваної величини [20]. Існують методи нейтралізації поляризаційного впливу за рахунок симетризації подвійних монохроматорів і введення додаткових поляризаційних

та деполаризаційних елементів [20].

Однак використання для цього випадку наших алгоритмів дозволить не лише досліджувати поляризаційний вплив оптичних елементів монохроматора і керувати ним ще до створення експериментального лабораторного зразка, але й свідомо використовувати його для створення наперед заданого стану поляризації на виході монохроматора, що призведе до зменшення кількості оптичних елементів для практичної реалізації стокс-метричного блоку.

Для цього кожному геометричному променю, що проходить через вхідну щілину монохроматора, приписується наперед заданий вектор Стокса, а кожному оптичному елементу в оптичному тракті монохроматора – відповідні матриці Мюллера, які можна отримати експериментально для відомих матеріалів і структур оптичних поверхонь. Тоді в результаті розрахунків можна отримати не лише поляризаційний вплив монохроматора для різних довжин хвиль, а навіть розподіл поляризації в результуючому зображенні і відповідні функції для обробки отриманого оптичного сигналу з метою якомога точнішого відтворення параметрів вхідного сигналу. Виходячи з того, що такі функції будуть отримані з високою точністю, відтворити вхідний стан поляризації можна за рахунок оберненого перетворення і відповідає необхідності повного розділення параметрів Стокса, а отже, дає можливість зменшення кількості вимірювальних каналів.

Крім того, система може бути розрахована для адаптивного

поляризаційного впливу на різні ділянки оптичного зображення у вихідній площині для набору робочих довжин хвиль, що дасть можливість використовувати навіть статичних магніто- і електрооптичних елементів для формування необхідної поляризації. Більше того, в таких приладах можна реалізовувати перемикання режимів вимірювання різної кількості параметрів Стокса, що дасть можливість гнучкого досягнення балансу між кількістю і якістю отриманої інформації в різних умовах спостереження.

Висновки

Запропонована нова універсальна математично-сувора геометрична абераційна теорія некласичних фокусуючих дифракційних ґраток придатна в межах застосовності геометричної оптики для розрахунків некласичних оптичних елементів із асферичними поверхнями, змінним кроком нарізки, криволінійними штрихами, елементами адаптивної оптики, а також для великих кутів падіння оптичних променів на ґратку тощо.

Розроблений алгоритм дозволяє на етапі абераційних розрахунків монохроматора точно розраховувати і оптимізувати якість спектрального зображення згідно з вихідними, наперед заданими технічними вимогами фізичної задачі, що вирішується. Велика складність кінцевих робочих формул навіть для одинарних монохроматорів вимагає виключно чисельної реалізації алгоритму.

Інженерно-фізичні задачі мінімізації оптичних аберацій і ефективного використання потоків

випромінювання призводять до неявних алгебраїчних та диференційних рівнянь і дають змогу чисельно розраховувати 2-х та 3-х вимірні просторові спектральні зображення, обчислювати класичні та багатовимірні апаратні функції.

Запропонована чисельна модель неklasичної дифракційної ґратки дозволяє математично управляти формою поверхні, задавати густину та форму штрихів з метою оптимізації якості спектрального зображення відповідно до заданої

цільової функції (функціонал аберацій, кривина фокальної поверхні та ін.), а також розробляти і моделювати принципово нові оптичні елементи і схеми.

У межах універсальної теорії розроблений алгоритм для високоточного і деталізованого поляризаційного розрахунку оптичних схем монохроматорів, спектрополяриметрів та принципово нових приладів для вимірювання 2-х і більше параметрів Стокса.

Література

1. Shin Masui and Takeshi Namioka JOSA A, Vol. 16, issue 9, pp. 2253-2268 doi:10.1364/JOSAA.16.002253
2. J. F. Seely, R. G. Cruddace, M. P. Kowalski, W. R. Hunter, T. W. Barbee, Jr., J. C. Rife, R. Eby, and K. G. Stolt Applied Optics, Vol. 34, issue 31, pp. 7347-7354 doi:10.1364/AO.34.007347
3. Christopher Palmer, Erwin Loewen Thermo RGL; sixth edition, 2005, 265P
4. Dongsu Bak, Sang Pyo Kim, Sung Ku Kim, Kwang-Sup Soh, Jae Hyung Yee arXiv:physics/9802007
5. D. Rodriguez Merlo, J. A. Rodrigo Martin-Romo, T. Alieva and M. L. Calvo Optics and Spectroscopy, Volume 95, Number 1 / July, 2003, P.131-133, DOI 10.1134/1.1595227
6. C. Aguirre Veleza, M. Lehmana and M. Garavaglia Optik - International Journal for Light and Electron Optics, Volume 112, issue 5, 2001, Pages 209-217, doi:10.1078/0030-4026-00038
7. J. Chen, P. J. Bos, H. Vithana, and D. L. Johnson Appl. Phys. Lett. 67, 2588 (1995); doi:10.1063/1.115140
8. LiN Albert, PHiLLiPS Jamie Solar energy materials and solar cells ISSN 0927-0248 2008, vol. 92, no12, pp. 1689-1696
9. Eero Noponen Dissertation for the degree of Doctor of Technology to be presented with due permission for public examination and debate in Auditorium F1 at Helsinki University of Technology (Espoo, Finland) on the 15th of April, 1994, at 12 o'clock noon. Espoo 1994
10. Ващенко В.М., Лоза С.А., Патлашенко Ж.І., Банніков О.О., Черниш О.С. Вісник Київського університету, серія: фізико-математичні науки. - 2005 - №4 - С.430-440.
11. Бронштейн Н.Н., Семендяев К.А. Государственное издательство технико-теоретической литературы, Москва, 1953г - 608с.
12. Зайдель А.Н., Островская Г.В., Островский Ю.И. Москва, Наука, 1976, 375с
13. М.Борн, Э.Вольф М:Наука, 1973, 721с.
14. Ващенко В.М., Лоза С.А., Патлашенко Ж.І. Вісник Київського університету, серія: фізико-математичні науки. - 2008 - №4 - С.245-251.
15. Калиткин Н.Н. Москва, Наука, 1978, 508с.
16. Ващенко В.М., Лоза С.А., Патлашенко Ж.І. Вісник Київського університету, серія: фізико-математичні науки. - 2009 - №2 - С.235-242.
17. Корн Г., Корн Т. Издательство Наука, Москва, 1973, 831 с.
18. Одарич В.А. Київ, видавничо-поліграфічний центр Київський університет, 2001, 220 с.
19. Vaschenko V., Patlashenko Zh., Chernysh E. Semiconductor physics. Quantum electronics and optoelectronics - 2004 - vol.7 №1 - P.105-107.
20. Vaschenko V.N., Loza A.I., Patlashenko J.I. Proceedings of SPIE - 1997 - vol. 3237 - P.31-42.

УДК 551.131: 504.06

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ПРОМИСЛОВО-МІСЬКИХ АГЛОМЕРАЦІЙ У ЗВ'ЯЗКУ З РОЗВИТКОМ ЗСУВНОГО ПРОЦЕСУ (НА ПРИКЛАДІ М. КИЄВА)

Рудько Г.І., Нецький О.В.

Державна комісія України по запасах корисних копалин, м. Київ, вул.. Ку-тузова, 18/7, 01133, e-mail: office@dkv.ua

Бондар М.О., Патлашенко Ж.І.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління Мінприроди України

м. Київ, вул.. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, e-mail: dei2005@ukr.net

Зростаюче техногенне навантаження на геологічне середовище та його компоненти в межах промислово-міських агломерацій зумовлює збільшення кількості ситуацій, коли техногенний чинник у межах системи "людина – геологічне середовище" стає домінуючим. При цьому відбувається руйнація зв'язків, що забезпечують екологічну рівновагу в техноприродних геосистемах, погіршується екологічний стан, підсилюється розвиток небезпечних геологічних процесів. Досліджено закономірності розвитку зсувного процесу в межах м. Києва як чинника екологічної безпеки, зазначені заходи щодо запобігання розвитку зсувного процесу. **Ключові слова:** зсув, ґрунт, придніпровська зона, екологічна безпека, протизсувні заходи.

Экологическая безопасность промышленно-городских агломераций в связи с развитием оползневых процессов О.В. Нецкий, М.А. Бондар, Г.И. Рудько (на примере г.Киева). Возрастающая техногенная нагрузка на геологическую среду и её компоненты в пределах промышленно-городских агломераций приводит к увеличению числа ситуаций, когда техногенный фактор в рамках системы "человек - геологическая среда" становится доминирующим. При этом, происходит разрушение связей, обеспечивающих экологическое равновесие в техноприродных геосистемах, ухудшается экологическое состояние, усиливается развитие опасных геологических процессов. Исследованы закономерности развития оползневого процесса в пределах г. Киева как фактора экологической безопасности, указаны меры по предотвращению развития оползневого процесса. **Ключевые слова:** оползень, грунт, днепровская зона, экологическая безопасность, противооползневые мероприятия.

Landslide environmental safety of industrial and city areas (on example of Kyiv) Rudko G., Netsko O., Bondar M. The anthropogenic impact on geological environment and its components in industrial and city areas is constantly increasing. This leads to situations where technological factor in the system "human-geological environment" becomes dominant. Consequently leading to ruination of junctions providing for environmental stability in technological-and-natural geological environments, ecological state worsening, amplification of hazardous geological processes. Considers peculiarities of landslide processes in Kyiv area as a factor of environmental safety. The landslide countermeasures are discussed. **Keywords:** landslide, soil, Dnipro region, environmental safety, landslide countermeasures

Концептуальні основи екологічної безпеки у зв'язку з розвитком небезпечних геологічних процесів викладені в роботах М.Ф. Реймерса, В.І. Данілова-Данільяна, К.Ф. Фролова, В.О. Бокова, А.О. Бикова, Р.М. Кларка, М.Н. Мойсеева та інших вчених. Останнім часом поглиблюються та деталізуються знання з різних наукових напрямів: техніко-економічного (Б.М. Данилишин, О.М. Трофимчук, А.Г. Шапар, О.Є. Яковлев, В.Р. Лозанський, І.А. Шеренков, А.В. Гриценко, І.П. Крайнов, В.М. Шестопалов, М.С. Мальований, А.Б. Горстко, Г.І. Рудько, Е.Д. Кузьменко, С.А. Вижва та інші), природничого (Г.О. Білявський, І.Г. Черваньов, В.І. Осипов, О.Л. Рагозін, С.К. Шойгу, Є.С. Дзекцер, А.Б. Качинський, Є.О. Яковлев, О.М. Адаменко, В.Я. Шевчук, В.М. Шестопалов, І.Р. Пригожин, В.А. Котляревський, А.В. Забегаета, А.В. Лушчик, Я.М. Семчук, Г.І. Рудько); екологічної безпеки держави (А.Б. Качинський, В.О. Косовцев та інші). Слід відмітити роботи В.М. Шмандія, І.Г. Черваньова, В.Ю. Некоса [1].

Удосконалення науково-методологічних основ інженерно-геологічних досліджень зсувного процесу є актуальним завданням для поліпшення екологічної безпеки територій промислово-міських агломерацій (далі – ПМА), сприятливих для розвитку зсувного процесу, в т.ч. відносно страхування ризиків при господарському освоєнні зсувонебезпечних територій.

Під впливом техногенної діяльності в межах ПМА, що проявляється через зміни напружено-деформованого стану гірських порід під час цивільного-промислового та дорож-

нього будівництва, розробку родовищ будівельної сировини, порушення режиму ґрунтових вод тощо. значного поширення набуває розвиток зсувного процесу. Загалом формування зсувів спричинюється здатністю ґрунтового комплексу порід до деформації під впливом природного і техногенного навантаження.

Природними чинниками, що сприяють розвитку зсувного процесу, є сприятливі ландшафтно-геологічні, тектонічні, гідрогеологічні, гідрологічні та кліматичні умови.

На території Київської ПМА зсувні процеси розвиваються за сумісної дії природних і техногенних процесів, узагальнену модель яких наведено на рис. 1.

У Київській області висока зсувонебезпечність схилів характерна для правобережжя р. Дніпро. Здавна у Києві увага геологів і гідрогеологів приділяється схлизовим процесам у долині р. Дніпро, на схилах якого розташовані історичні будівлі, будівлі державних установ, цивільні будівлі, інфраструктура міста. Схили поступово забудовуються, відбувається порушення гідрогеологічного балансу територій і інтенсифікується зсувний процес. Особливості екзогенних геологічних процесів у межах Київської ПМА тривалий час вивчаються ПДРГП "Північгеологія" (Нікіташ О.П., Приходько В.В. та ін.). Результати цих досліджень використано у статті.

Територія м. Києва визначається впливом на динаміку зсувного процесу техногенної складової (навантаження схилів житловими і промисловими будівлями, штучне підірвання схилів, проведення протизсувних заходів та ін.).

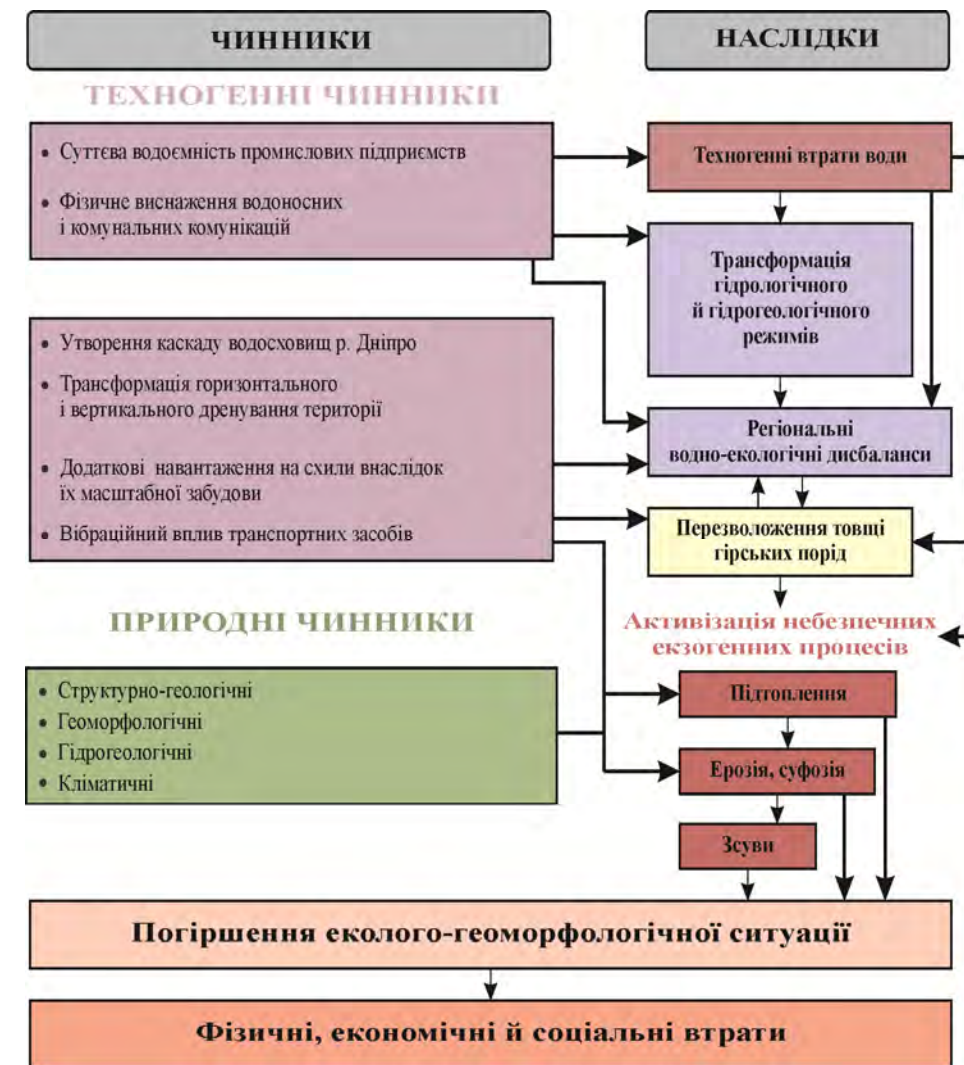


Рис. 1. Узагальнена модель чинників активізації зсувів на території Київської ПМА [2]

У межах м.Києва території найбільшого розповсюдження набуває зсувних процесів показана на рис. 2

У м.Києві постійно виконуються інженерно-геологічні дослідження з вивчення двох ключових зон розвитку зсувних процесів: 1) Придніпровська (правий корінний схил долини

р. Дніпро, пригирлові ділянки ярів і балок, що прорізають цей схил); 2) Міська (схили долини р. Либідь та її балково-яружної мережі), де на площі 545,6 га спостерігаються зміни понад 101 зсувів і 6 древніх зсувних рельєфів.

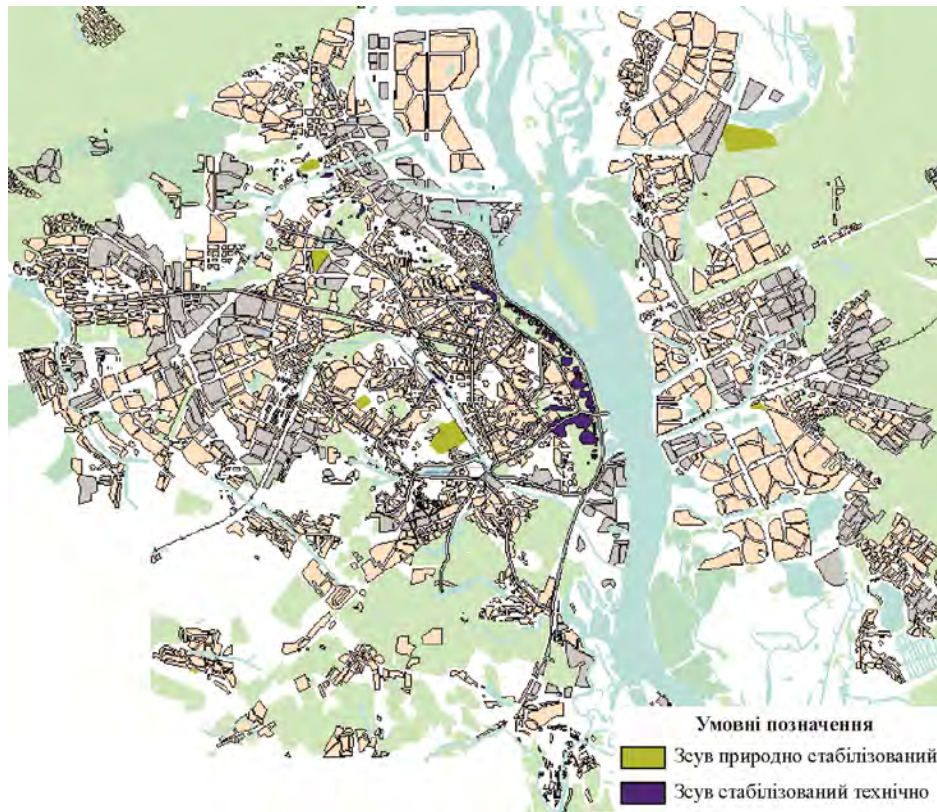


Рис. 2. Характеристика сучасного стану зсувів та динаміки зсувних процесів у межах м. Києва (1965-2005рр.)

У Придніпровській зсувній зоні відповідно до геолого-гідрогеологічних умов і характеру прояву виділяють п'ять опорних ділянок: Подільська (39 зсувів); Центральна (32); Лаврська (3); Залавська (5 зсувів і 2 ділянки розвитку зсувного рельєфу); Видубицька (12 зсувів і 4 ділянки розвитку зсувного рельєфу).

Міська обвальна зона включає 2 зсуви Черепанових гір, 5 зсувів Батиєвої гори і 3 зсуви Совської балки.

Застосування в межах міста комплексу протизсувних заходів забезпечило стабілізацію зсувних проявів.

Схематичний геолого-гідрогеологічний розріз дніпровського схилу

між вулицями М. Грушевського і Набережним шосе в межах ділянки МОЗ України (Центральна опорна спостережна ділянка) представлений на рис. 3.

Фундаменти будівель МОЗ України розміщуються на четвертинних еолово-делювіальних суглинках, супісках, пісках, льодовикових (моренних) суглинках, що містять ґрунтові води. Несучі ґрунти фундаментів залягають на водотривких червоно-бурих і строкатих глинах неогену, які є першим основним горизонтом, що деформується, при прояві зсувних процесів у верхньому ярусі. Геологічна будова ділянки будівель МОЗ

України і механізм зсувоутворення межах дніпровського схилу. характерні для зсувних ділянок у

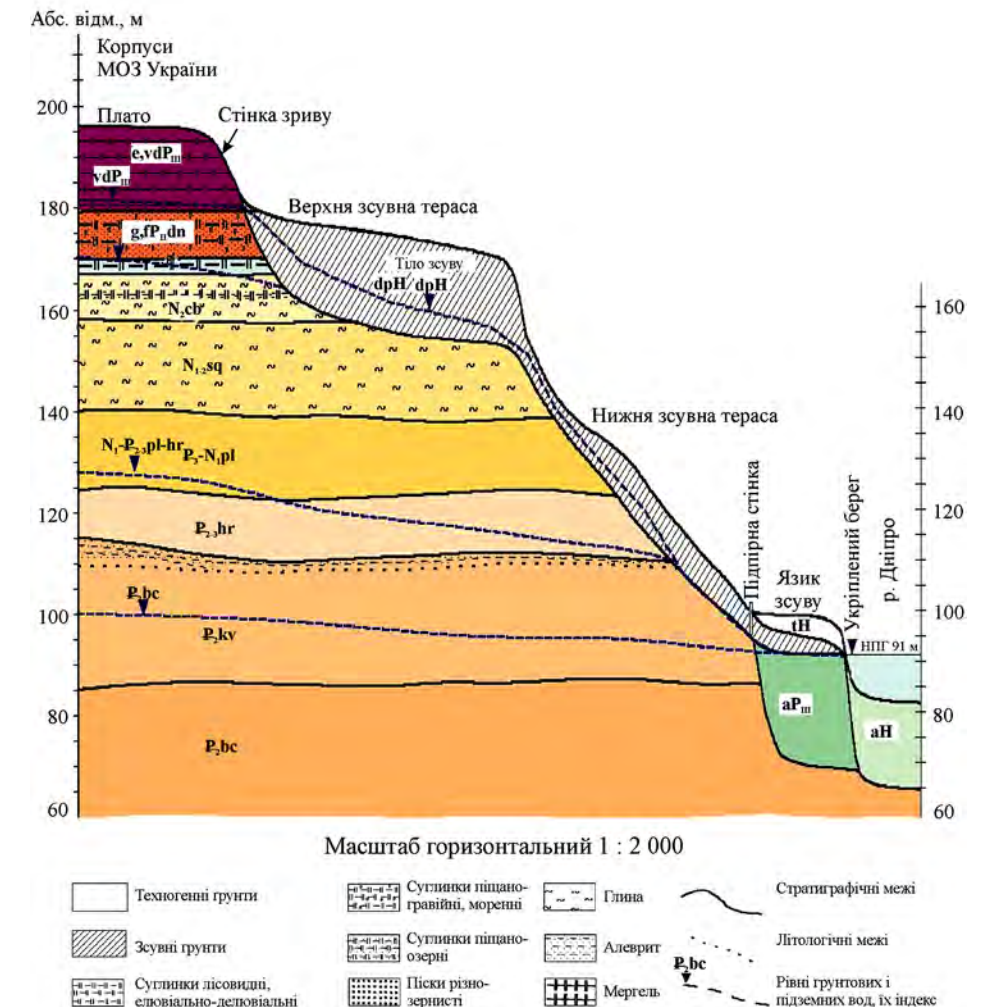


Рис. 3. Геолого-гідрогеологічний розріз дніпровського схилу в межах ділянки МОЗ України

Загалом ділянка МОЗ України перебуває в стані тимчасової стабілізації, досягнутої в результаті проведення протизсувних заходів (гідротехнічні споруди, лісомеліорація тощо). Техногенне втручання в природний динамічно-напружений стан

ділянки може спричинити деформаційні процеси.

З метою обґрунтування будівництва на цьому обвальному схилі необхідно проводити інженерно-геологічні дослідження та за їх результатами визначати заходи інженерного захи-

сту території від зсувів та інших екогенних геологічних процесів.

Протизсувні заходи як чинник екологічної безпеки території

З огляду на значні масштаби розвитку зсувів у межах Київської ПМА проблема інженерного захисту зсувонебезпечних територій є актуальною, завжди вимагає контролю і аналізу. Стратегія народногосподарського освоєння зсувних територій полягає у виборі підходів до оцінки взаємодії інженерної споруди зі схилом для своєчасного упередження виникнення техногенно зумовлених зсувів. На ділянках, де зсуви можуть впливати на техногенний об'єкт, необхідно заздалегідь планувати комплекс раціональних захисних заходів.

Превентивні заходи. Як альтернативне може бути прийняте рішення щодо зміни місця будівництва житлових і лінійних інженерних споруд. Якщо перенесення наміченого або побудованого в зсувонебезпечному районі об'єкта є неможливим та розглядається варіант видалення нестійких мас ґрунту, який вважається економічно вигідним при необхідності видалення невеликих об'ємів слабких ґрунтів, що залягають на незначній глибині (приклад – будівництво багатоповерхового об'єкта біля будівель МОЗ України і Маріїнського палацу).

Ослаблення зсувних сил. Оскільки стійкість укосів у ґрунтах залежить від умов рівноваги зсувних і утримуючих сил, то проектування навантаження на схил слід виконувати у напрямі забезпечення належного запасу стійкості проти сил, що викликають зсув ґрунту. Зсувні зусилля мають переважно гравітаційний ха-

рактер і залежать від маси ґрунту і води, яка в них міститься. З усіх можливих заходів зі зміцнення схилів з існуючими і можливими зсувами найбільш важливим є дренаж, що сприяє зменшенню маси нестійких порід, зміцненню ґрунтів та складових укосів. Приклад – дренаж схилу р. Дніпро в районі Лаврської зсувної ділянки.

Іншим способом послаблення зсувних процесів є також часткове розвантаження тіла зсуву шляхом видалення з його верхньої частки достатньої кількості ґрунту (зменшення маси) і тим самим підвищення стійкості зсуву (приклад – Центральна зсувна ділянка).

Збільшення утримуючих сил. Третім основним напрямом стабілізації укосів у ґрунтах є збільшення утримуючих сил. Існують різні підходи до вирішення цієї задачі: балансування обвальної напруги силами, докладеними із зовні, або протидія ним; зміцнення ґрунтів.

Загалом способи збільшення утримуючих сил поділяються на дві групи: докладання зовнішніх сил (контрфорси або утримуючі призми, палеві і анкерні пристрої); зміцнення ґрунту.

При проектуванні контрфорсів або утримуючих призм для забезпечення стійкості укосу зазвичай передбачають достатній об'єм насипних мас у підшві нестійкого масиву ґрунту, який може запобігти його подальшому переміщенню. Контрфорс проектується так, щоб збільшити утримуючі сили поблизу підшви укосу до таких, які б забезпечували відповідний коефіцієнт запасу стійкості (приклад – Центральна зсувна ділянка).

Зміцнення ґрунту (підземний дренаж, хімічна обробка, електроосмос, термічна обробка і т. д.) способом хімічної обробки полягає у насиченні глинистих мінералів в зоні можливих зсувів концентрованим хімічним розчином. Склад розчинів залежить від мінералогічних особливостей глинистих частинок в ґрунті і гідрогеологічних умов обвального масиву, коли міцність ґрунту може збільшитися на 200–300 %. Електроосмос є одним із способів ефективного підвищення міцності ґрунту на зсув у натурних умовах. Він спричиняє міграцію парової води у ґрунті між встановленими в ньому електродами. Втрата парової води призводить до консолідації ґрунту і, як наслідок, до підвищення його фільтраційних параметрів. Головна мета термічної обробки ґрунту дією високих температур – запобігання його зволоженості в укосах.

На практиці переважно одночасно застосовують кілька з перерахованих протизсувних заходів.

Література

1. Рудько Г.І., Гошовський В.С. Екологічна безпека техноприродних геосистем (наукові та методичні основи). – К.: ЗАТ "Нічлава", 2006. – 463 с.
2. Инженерная геодинамика Украины и Молдовы (оползневые геосистемы): в 2 т./под ред. Г.И. Рудько, В.А. Осипюка. – Черновцы: Букрек, 2012. – Т. 1. – 592 с.

Загалом аналіз методології інженерного захисту об'єктів від зсувів засвідчує, що розвиток і масштаби руйнівної дії від зсувів повинні прогнозуватись з відповідним запасом надійності до початку народногосподарського освоєння зсувних територій.

Висновки

Екологічна безпека правобережної частини м. Києва порушується через розвиток зсувних процесів, зумовлених техногенним навантаженням на геологічне середовище. Протизсувні заходи в межах правобережної частини м. Києва дозволяють запобігати сповзанню схилів, а особливості розвитку зсувних процесів як (спрямованість, безповоротність, дискретність) потребують проведення ретельних спостережень за зсувонебезпечними схилами під час інженерно-геологічного моніторингу зсувонебезпечних територій.

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2 / 2015 (9)

- *Розвиток природно-заповідного фонду*
- *Екологія та економіка природокористування*
- *Інноваційні аспекти підвищення рівня екобезпеки*
- *Екологія і виробництво*
- *Загальні проблеми екологічної безпеки навколишнього середовища*
- *Сторінка молодого вченого*

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 __.__.2015 р. Формат 70 x 100 / 1/16.
Друк офсетний. Ум.друк.арк. 17,55. 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